

**UNIVERSITÉ DU QUÉBEC
INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
CENTRE – URBANISATION CULTURE SOCIÉTÉ**

La distribution des polluants atmosphériques et du bruit provenant du transport routier dans les milieux résidentiels de l'île de Montréal: un cas d'équité environnementale

Par

Mathieu CARRIER

Maîtrise en aménagement du territoire et développement régional

Thèse remise pour obtenir le grade de

Docteur en études urbaines (Ph.D.)

Programme offert conjointement par l'INRS et l'UQAM

Novembre, 2015

La distribution des polluants atmosphériques et du bruit provenant du transport routier dans les milieux résidentiels de l'île de Montréal: un cas d'équité environnementale

par

Mathieu CARRIER

a été approuvé par un jury composé de

[Titre] Gilles SÉNÉCAL, président, INRS-UCS

[Titre] Philippe APPARICIO, directeur de Mathieu Carrier, INRS-UCS

[Titre] Anne-Marie SÉGUIN, codirectrice, INRS-UCS

[Titre] Ugo LACHAPELLE, examinateur interne, UQAM

[Titre] Kevin MANAUGH, examinateur externe, Université McGill

À mes parents.

RÉSUMÉ

La littérature sur l'équité environnementale s'intéresse aux interrelations entre les caractéristiques de l'environnement urbain et celles des habitants au sein d'un même territoire. Les chercheurs tentent de vérifier si les nuisances ou les ressources urbaines sont distribuées de façon équitable entre l'ensemble des groupes de la population. Au cours des dernières années, la hausse des débits de circulation sur le réseau routier de plusieurs villes à travers le monde a suscité un intérêt dans la littérature en équité environnementale pour la question de la distribution des émissions polluantes (polluants atmosphériques et bruit routier) provenant du transport. Plusieurs études ont souligné que les personnes à faible revenu et, dans une moindre mesure, les minorités visibles sont susceptibles de résider dans les milieux les plus pollués par le transport routier. D'autres études dans les domaines de l'épidémiologie et de la santé ont, de leur côté, rapporté que les enfants et les personnes âgées, de par leurs caractéristiques physiologiques, s'avèrent vulnérables à ces nuisances.

Le cas de l'île de Montréal suit également la même tendance alors que les débits de circulation sont en croissance sur ses réseaux autoroutier et artériel depuis les années 1990. Certains secteurs de ce territoire se caractérisent d'ailleurs par une concentration importante des principaux axes de circulation qui effectuent la transition entre les pôles d'attraction majeurs de l'île de Montréal, les accès vers les ponts et les principales villes de la banlieue de la région métropolitaine. Nous nous sommes donc demandé si les personnes à faible revenu, les minorités visibles, les personnes âgées de 65 ans et plus et les enfants de moins de 15 ans qui résident sur l'île de Montréal subissent de l'iniquité environnementale quant à leur exposition à de fortes concentrations de polluants atmosphériques et des niveaux élevés de bruit routier, de même qu'à leurs effets cumulatifs, mesurés dans leur secteur résidentiel.

Cette thèse de doctorat comprend quatre articles scientifiques. Le premier d'entre eux porte sur l'analyse distributionnelle des principaux polluants atmosphériques provenant du transport routier sur l'île de Montréal à l'aide des trois principales méthodes mobilisées dans la littérature. Le second article de la thèse se penche plus particulièrement sur les différences de concentrations de polluants atmosphériques mesurées dans les environnements scolaires des enfants d'âge primaire en fonction des niveaux de défavorisation socio-économique de l'école fréquentée. Un indicateur du bruit routier est ensuite construit dans le troisième article et un diagnostic d'équité environnementale en découle afin de déterminer si l'un ou l'autre des groupes est susceptible de résider dans les milieux les plus pollués par cette nuisance. Le

dernier article vise finalement à identifier les secteurs de l'île de Montréal où il y a à la fois de fortes concentrations de polluants atmosphériques et des niveaux élevés de bruit routier. L'attention est d'ailleurs portée sur ceux comptant également de fortes proportions de l'un ou l'autre des groupes considérés. Les individus résidant dans ces unités géographiques subissent ainsi un cumul d'aspects négatifs, ce qui peut s'avérer problématique pour leur santé et leur bien-être. Enfin, le chapitre final de cette thèse se penche sur une brève présentation des facteurs explicatifs des iniquités environnementales identifiées.

Mots-clés : équité environnementale, transport routier, pollution de l'air, bruit routier, Montréal, système d'information géographique, personnes à faible revenu, minorités visibles, enfants et personnes âgées

ABSTRACT

The literature on environmental equity attempts to determine whether nuisances are distributed inequitably, and whether they therefore impact certain populations more strongly. Since the 1990s, the traffic flows have continued to increase on the arterial road network of many cities around the world. This situation has raised a certain interest in environmental equity literature for the question of spatial distribution of air pollutants and road traffic noise. Then, numerous studies have shown that low-income persons, and to a lesser extent, visible minorities do tend to reside in more polluted areas. On the other hand, children and elderly are more vulnerable to the effects of exposure to air pollutants and road traffic noise due to their physiological characteristics.

The case of the Island of Montreal follows the same trend given that traffic flows have continued to increase on arterial road and motorway network since the 1990s. Certain parts of the Island of Montreal include the main arterial and collector roads that link the Island of Montreal to its suburbs of the Metropolitan Area. The objective of this study is to verify the existence of environmental inequities relating to estimated air pollutants, road traffic noise levels and their cumulative effects for low-income individuals, visible minorities, people under 15 years old and persons 65 years old and over in the residential areas of the Island of Montreal.

This doctoral thesis is separated in four scientific articles. The first of these addresses the spatial distribution of the principal traffic-related pollutants using the three principal methods mobilized in the literature. The second paper of the thesis examines the differences of traffic-related pollutants by establishing whether the most disadvantaged elementary schools show higher pollution indicators than schools in more well-off areas. In the third scientific article, we develop a road traffic noise indicator, and an assessment of environmental equity to verify the existence of environmental inequities relating to estimated road traffic noise levels for low-income individuals, visible minorities, people under 15 years old and persons 65 years old and over. The fourth article aims to identify the most polluted areas by road transportation. The attention is drawn on the areas that also contain the highest proportions of the four studied groups. Individuals that reside in these city blocks suffer a number of negative effects that may be problematic for their health and well-being. Finally, the last chapter of this thesis highlights the factors that explain the environmental inequities that we have previously identified.

Keywords: environmental equity, road transportation, traffic-related pollutants, road traffic noise, GIS, Montreal, low-income individuals, visible minorities, children and elderly persons.

AVANT-PROPOS

Au cours de la première décennie des années 2000, deux professeurs de l'INRS-UCS, Philippe Apparicio et Anne-Marie Séguin, se sont entre autres intéressés à la distribution spatiale de plusieurs éléments bénéfiques de l'environnement urbain pour divers groupes de la population de l'île de Montréal tels que les personnes âgées en situation de précarité économique, les enfants, les minorités visibles et les personnes à faible revenu. Les premières études effectuées par ces deux chercheurs signalent que les secteurs montréalais comprenant de fortes proportions de personnes à faible revenu ne sont pas systématiquement dépourvus des éléments bénéfiques pour la santé et le bien-être de ses résidents comme les parcs, les équipements municipaux, les supermarchés et plusieurs autres types de services. Cependant, à notre connaissance, peu d'études n'ont abordé, ni mesuré, la distribution des éléments négatifs de l'environnement urbain selon différentes catégories socio-économiques dans le contexte montréalais. Considérant la hausse des débits de circulation sur l'île de Montréal et des conséquences qui en découlent en termes d'émissions polluantes pour la population qui réside en bordure des axes majeurs de circulation, il nous apparaît primordial d'étudier cette question. Cette thèse de doctorat s'intéresse donc à l'analyse distributionnelle des polluants atmosphériques et du bruit provenant du transport routier envers quatre groupes de la population et s'inscrit ainsi dans le même courant théorique que celui mobilisé par ces chercheurs montréalais pour mesurer l'accessibilité spatiale à certaines ressources urbaines.

REMERCIEMENTS

La thèse de doctorat est le résultat d'un travail qui s'étend sur quelques années. Dans le cas présent, la thèse a été rendue possible par l'apport, à différents niveaux, de quelques organismes que je tiens à remercier personnellement. D'abord, je tiens à remercier le Conseil de recherche en sciences humaines du Canada (CRSH), le Centre Urbanisation Culture Société (INRS-UCS), l'Association canadienne des transports (ATC), l'Association québécoise sur l'évaluation des études d'impacts (AQÉI), VRM, de même que l'Institute of Transportation Engineers (ITE) pour leurs appuis financiers respectifs ayant grandement contribué à la réalisation de cette thèse de doctorat.

À travers les différentes étapes de doctorat, j'ai eu la chance de côtoyer plusieurs personnes qui ont également été significatives dans la réalisation de ce projet. En premier lieu, je remercie mes parents, de même que ma sœur et Denis pour leurs appuis inconditionnels. Je pense plus particulièrement à mon père qui m'a encouragé, il y a quelques années, à m'investir dans un projet qui me tiendrait à cœur. Je remercie également mes anciens professeurs de l'Université Laval Paul Villeneuve et Matthew Hatvany qui m'ont donné le goût à la recherche.

Ensuite, de sincères remerciements sont dirigés à l'endroit de mon directeur Philippe Apparicio et de ma codirectrice Anne-Marie Séguin qui ont agi, chacun à leur façon, comme des guides. D'une part, par sa générosité, son ouverture, son habilité à maîtriser des techniques que je jugeais particulièrement complexes et à son humour, Philippe a su rendre cette expérience encore plus agréable. D'autre part, par sa rigueur, son intelligence, ses vastes connaissances du contexte d'étude et ses précieux conseils sur plusieurs aspects de la recherche, Anne-Marie m'a beaucoup appris.

La réalisation de la thèse a été également rendue possible par des appuis de professionnels provenant de différents milieux. Je tiens donc à remercier plus particulièrement Pascal Dansereau, Line Gamache, Pierre Tremblay et André Babin du MTQ pour les données qu'ils m'ont transmises et les différents conseils prodigués. De plus, je remercie Andrew Khoury et Erwin van Banda de Bruel & Kjaer pour leur aide apportée au niveau de la modélisation du bruit routier. Enfin, je veux souligner la générosité et l'appui offert par Dan Crouse de l'Université du Nouveau-Brunswick concernant les données du NO₂.

Le Centre Urbanisation Culture Société a également été un lieu qui a favorisé des contacts personnalisés avec des étudiants passionnés et avec lesquels j'avais des intérêts communs. Je

retiens plus particulièrement mes conversations avec mes amis et collègues du LASER soit Cédric, Pierre, Josefina, Pier-Olivier, Gianhi et Dominique, de même que d'autres étudiants que j'ai eu la chance de côtoyer à différentes étapes du processus, dont Martin, Joana, Sara-Maude, Valérie, Marie-Ève, Ève, Daouda et Laurence.

Sur un ton plus personnel, je remercie aussi mes amis Alexandre, Rémi, Simon V., Jules, Étienne, Jonathan, Guillaume et Christophe, de même que l'institution du YO Sémitte à laquelle j'ai adhéré, qui, chacun à leur façon, ont démontré un intérêt pour cette recherche. J'aimerais aussi remercier Julien, mon collègue et ami du LASER, avec qui j'ai beaucoup échangé durant le doctorat et qui a été d'un excellent support à quelques reprises.

Enfin, mes derniers remerciements sont destinés à Élianne. Présente du début à la fin de cette thèse, elle a su m'appuyer dès le départ par sa présence bienveillante, son humour, son sourire et son support incroyable. Elle m'a aussi permis de relativiser l'importance du doctorat et d'y prendre plaisir. Élianne, grâce à toi, ces quatre années ont été les plus belles et le doctorat n'aurait jamais aussi été agréable sans toi.

TABLE DES MATIÈRES

Liste des tableaux	xvi
Liste des figures.....	xvi
Liste des abréviations et des sigles.....	xvii
1. Chapitre 1 - Objet d'étude.....	1
1.1 La justice environnementale : les origines.....	1
1.2 Le positionnement actuel de la littérature en justice environnementale	3
1.2.1 Une conception renouvelée de la justice environnementale	3
1.2.2 La conception actuelle de l'équité environnementale.....	5
1.3 La distribution des groupes près des axes majeurs de circulation.....	9
1.4 Les conséquences du transport routier sur la santé	10
1.5 La pollution de l'air provenant du transport routier.....	14
1.5.1 Mode de propagation des polluants atmosphériques.....	14
1.5.2 Évolution des techniques de mesure des polluants atmosphériques	15
1.5.3 Pollution de l'air et équité environnementale.....	16
1.6 Le bruit routier.....	18
1.6.1 Les paramètres de propagation liés au bruit routier	19
1.6.2 Les techniques de mesure du bruit routier	20
1.6.3 Bruit routier et équité environnementale	21
1.7 L'évolution des techniques statistiques pour mesurer les émissions polluantes	23
1.8 L'utilisation du concept d'équité environnementale dans la thèse de doctorat.....	24
1.9 La géographie sociale des quatre groupes à l'étude	25
1.10 Question de recherche et hypothèse générale.....	27
1.11 Objectifs généraux de recherche	29
1.12 L'organisation de la thèse de doctorat.....	30
1.13 Les retombées de la thèse de doctorat	35

Chapitre 2: Article 1- The application of three methods to measure the statistical association between different social groups and the concentration of air pollutants in Montreal: a case of environmental equity 38

2.1 Introduction 41

 2.1.1 Environmental equity and air quality 41

 2.1.2 Local measurements of air pollution 42

2.2 Research questions and objectives..... 44

2.3 Methodological approach 45

 2.3.1 Study area, targeted groups, and scale of analysis..... 45

 2.3.2 Air pollution indicators 47

2.4 Statistical analyses to measure environmental inequity..... 49

2.5. Results..... 51

 2.5.1 Comparison of the pollution indicators 51

 2.5.2 Determining environmental inequity..... 53

2.6 Discussion 58

 2.6.1 Environmental inequity, pollutant exposure inequity or environmental injustice? 59

 2.6.2 Comparability of the three techniques used..... 61

2.7 Limits of the study 62

2.8 Conclusion 63

2.9 References 64

Chapitre 3– Article 2: Ambient air pollution concentration in Montreal and environmental equity: Are children at risk at school ?..... 70

3.1. Introduction 73

3.2 Schools, air pollution, environmental and social equity 74

3.3 Research objectives..... 75

3.4 Methodology 75

 3.4.1 Study area, targeted groups and scale of analysis..... 76

 3.4.2 Geocoding of elementary schools..... 78

3.4.3 Determination of socioeconomic deprivation levels for elementary schools	78
3.4.4 Air pollution indicators	79
3.4.5 Statistical analyses	80
3.5 Results.....	81
3.6 Discussion	86
3.7 Conclusion and limitations	89
3.8 References	90
Chapitre 4 – Article 3: Road traffic noise in Montreal and environmental equity: What is the situation for the most vulnerable population groups?	95
4.1. Introduction.....	98
4.1.1 Road noise and environmental equity.....	99
4.1.2 Research objectives	100
4.2. Methodology	100
4.2.1 Study area, groups targeted, and scale of analysis.....	101
4.2.2 Modelling of road noise and parameters used	103
4.2.3 Statistical analyses	104
4.3. Results.....	105
4.3.1 Determination of environmental inequity.....	106
4.4. Discussion	110
4.4.1 Examination of the results from a social geography perspective.....	111
4.4.2 Distribution of the groups in noise problem areas	112
4.4.3 Influence of the study area in the assessment of environmental equity.....	112
4.5. Research limitations.....	113
4.6. Conclusion	114
4.7 References	115
Chapitre 5 – Article 4: The cumulative effect of nuisances from road transportation in residential sectors on the Island of Montreal – Identification of the most exposed groups and areas	120

5.1 Introduction	123
5.1.1 Environmental equity and nuisances from road transportation.....	123
5.1.2 Cumulative effects of nuisances from road transportation.....	125
5.2 Research objectives.....	125
5.3 Methodology	126
5.3.1 Study area.....	126
5.3.2 Target groups and spatial unit of analysis.....	127
5.3.3 Nuisance Risk indicators	129
5.3.4 Statistical and cartographic analyses.....	130
5.4 Results.....	132
5.4.1 Spatial distribution of air pollution and road traffic noise	132
5.4.2 Location of disadvantaged and advantaged areas.....	133
5.4.3 Distribution of the groups studied in quintiles of the pollution indicators.....	134
5.4.4 Using the indicators to identify environmental inequities for the four groups	136
5.5 Discussion	137
5.5.1 Overview of the results of the environmental equity assessment	137
5.5.2 Potential repercussions in terms of interventions and public policies	139
5.6 Conclusion	141
5.7 References.....	143
Chapitre 6 - Discussion des résultats	151
6.1 Proximité de certains groupes aux axes majeurs de circulation	151
6.1.1 Processus d'aménagement du réseau autoroutier de l'île de Montréal	151
6.1.2 L'influence des externalités négatives du transport sur les prix immobiliers.....	153
6.1.3 Les choix résidentiels et la satisfaction qui découle de la proximité aux axes majeurs de circulation	155
Chapitre 7 - synthèse	157
7.1 Retour sur les articles	157
7.2 Iniquité environnementale ou avantage environnemental ?.....	161

7.2.1 Qualité de l'environnement urbain et accessibilité aux ressources pour les personnes à faible revenu dans le contexte montréalais.....	162
7.2.2 L'avantage environnemental.....	164
7.3 Limites de la recherche.....	166
7.4 Perspectives de recherche future.....	169
8. Conclusion.....	172
Annexe 1 : l'utilisation des minorités visibles.....	176
Annexe 2 : les indicateurs de la pollution de l'air	176
Annexe 3 : le bruit routier	183
Bibliographie	197

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Conséquences physiologiques associées à une exposition prolongée au bruit.....	12
--------------------------------------------------------------------------------------------	----

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Dimensions rattachées au concept de justice environnementale	5
Figure 2 : Conceptualisation actuelle de l'équité environnementale.....	7
Figure 3 : Conceptualisation rattachée à l'équité environnementale pour la thèse.....	33
Figure 4 : Effet cumulatif du bruit selon l'intensité de sources variées	203
Figure 5 : Influence des conditions météorologiques sur la propagation du bruit routier	204
Figure 6 : Influence des écrans antibruit sur la propagation du bruit.....	205
Figure 7 : Correction du centroïde des îlots urbains selon la fonction résidentielle	214

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES SIGLES

BPC	Biphényles polychlorés
GAO	United States Government Accountability Office
UCC	United Church of Christ
EPA	Environmental Protection Agency
NO ₂	Dioxyde d'azote
CO	Monoxyde d'azote
PM	Particules PM
NO _x	Monoxyde d'azote
dB(A)	Décibels
OMS-WHO	Organisation mondiale de la santé
L _{eq}	Mesure de sensibilité du bruit
EEA	European Environmental Agency – Agence européenne environnementale
BKSV	Bruel & Kjaer sound vibration
FHWA	Federal Highway Authority
DJMA	Débits journaliers moyens annuels
Ad	Aire de diffusion
Ppm-ppb	Particules par milliards
ug/m ⁻³	Microgrammes par mètre cube
CMM	Communauté métropolitaine de Montréal
MTQ	Ministère des Transports du Québec
CBD	Central business district – centre des affaires
MOTREM	Base de données d'émissions polluantes du MTQ
HCE	Somme des tronçons autoroutiers, collectrices et artères
CollExp	Somme des tronçons de type collectrices et artères
CI	Intervalle de confiance
OLS	Ordinary least squares – Méthode des moindres carrés
MAUP	Modifiable areal unit problem – effets du découpage spatial sur les résultats
CGTSIM	Comité de la gestion de la taxe scolaire de Montréal
L _{den}	Indicateur de bruit routier pour une journée complète
HLM	Habitations à loyer modique

1. CHAPITRE 1 - OBJET D'ÉTUDE

1.1 La justice environnementale : les origines

La notion de justice sociale a été au cœur des revendications provenant des groupes raciaux étasuniens au cours des années 1960 (Fol et Pflieger 2010). L'un des thèmes d'intérêt dans la lutte pour l'égalité raciale aux États-Unis se rapporte d'ailleurs aux préoccupations environnementales (Fol et Pflieger 2010). Les années 1970 marquent ainsi le début de l'identification de la part des chercheurs des situations de discrimination environnementale basée sur l'origine ethnique, bien que celles-ci existent depuis plusieurs années, alors que les minorités visibles sont souvent disproportionnellement présentes dans les secteurs les plus pollués (Pulido 1995; Fol et Pflieger 2010). L'idée selon laquelle les minorités visibles étasuniennes sont volontairement ciblées pour accueillir des éléments environnementaux indésirables a d'ailleurs été décrite par plusieurs activistes comme étant une manifestation du racisme environnemental (Lee 1992). En guise d'exemple, en 1982, les autorités de la Caroline du Nord ont permis l'aménagement de l'un des plus vastes sites d'enfouissement étasuniens de biphényles polychlorés (BPC) à proximité de zones résidentielles de Warren County (Geiser et Waneck 1994), soit l'un des plus pauvres de cet état et comptant par le fait même une forte proportion d'Afro-américains (Szasz et Meuser 1997). Une mobilisation réunissant plusieurs acteurs s'est organisée pour dénoncer l'aménagement du site d'enfouissement de BPC dans ce comté (Bowen 2002; Bullard 1994).

Graduellement, le concept de racisme environnemental s'est élargi pour considérer différentes discriminations environnementales potentielles définies en fonction de l'origine ethnique, mais en portant également intérêt aux différences socio-économiques (Fol et Pflieger 2010; Holifield 2001). Le concept de racisme est alors remplacé par une dimension de justice, ce qui a pour effet de mobiliser une gamme d'acteurs issue des milieux environnementalistes, de différentes organisations provenant de la défense des droits civils ou du mouvement de promotion de la population noire (Holifield 2001; Taylor 2000). Au cours des années 1980, trois recherches qualifiées de pionnières ont été réalisées à diverses échelles géographiques aux États-Unis afin de déterminer si la communauté afro-américaine est disproportionnellement présente près de différents types de générateurs de nuisances (Bullard 1983; GAO 1983; UCC 1987). Ces travaux ont mené à une multitude d'analyses quantitatives dans le domaine académique aux

États-Unis. Selon Schweitzer et Stephenson (2007), ces premières recherches en justice environnementale peuvent se résumer en trois questionnements:

- Est-ce que les secteurs majoritairement composés par des minorités visibles se caractérisent par des concentrations de générateurs de polluants significativement plus élevés comparativement aux autres secteurs d'un même territoire comprenant de plus faibles proportions de ce groupe ?
- Est-ce que l'origine ethnique, principalement afro-américaine ou hispano-américaine, est une variable plus significative pour prédire la proximité à un générateur de nuisances que le niveau de revenu ?
- Quelles sont les causes expliquant les potentielles injustices environnementales identifiées ?

Les premières recherches effectuées en justice environnementale mettent l'accent sur la caractérisation du profil socio-économique des populations vivant près de générateurs de nuisances inscrits sur la liste de l'Agence fédérale américaine en milieu urbain. La présence disproportionnelle, dans certains cas, de personnes à faible revenu et de minorités visibles près de différents types de générateurs de nuisances a attiré l'attention des autorités sur l'enjeu de la justice environnementale aux États-Unis. L'administration du président des États-Unis Bill Clinton s'est donc penchée, en 1994, sur les actions à prioriser afin d'identifier et de corriger les injustices environnementales à l'égard des minorités visibles et des personnes à faible revenu (Fol et Pflieger 2010). Quelques années plus tard, l'Agence fédérale américaine de l'environnement (*Environmental Protection Agency*) a formulé une définition de la justice environnementale en insistant sur la dimension spatiale du concept :

« Environmental Justice is the fair treatment and meaningful involvement of all people regardless of race, color, national origin, or income with respect to the development, implementation, and enforcement of environmental laws, regulations, and policies. EPA has this goal for all communities and persons across this Nation. It will be achieved when everyone enjoys the same degree of protection from environmental and health hazards and equal access to the decision-making process to have a healthy environment in which to live, learn, and work » (Fol et Pflieger 2010).

L'institutionnalisation du concept de justice environnementale ne masque cependant pas les critiques soulevées dans la recherche. Les analyses effectuées ne permettent pas de déterminer les facteurs structurels pouvant expliquer la présence disproportionnelle de certains groupes près d'équipements industriels. De plus, l'utilisation de paramètres inadéquats pour

mesurer une relation statistique constitue une seconde critique de la littérature de la première génération de recherche (Anderton et al. 1994; Been 1995; Bowen 2002). Des recherches longitudinales dans le domaine des sciences sociales ont d'ailleurs illustré l'imbrication de plusieurs facteurs, tels le marché de l'habitation, la localisation des pôles d'emplois, le niveau de revenu et la ségrégation socio-spatiale pour expliquer la répartition spatiale de certains groupes près des générateurs de nuisances (Been 1994; Schweitzer et Stephenson 2007).

1.2 Le positionnement actuel de la littérature en justice environnementale

La justice environnementale a donc émergé dans le contexte étasunien, caractérisé à la fois par une forte urbanisation, une importante ségrégation socio-spatiale et des conditions socio-historiques particulières où des groupes de la population de ce pays ont subi durant plusieurs décennies diverses formes de discrimination (Blanchon, Moreau et Veyret 2009). Graduellement, la recherche en justice environnementale délaisse l'analyse du profil socio-économique des populations localisées près d'équipements industriels afin de mettre l'accent sur de nouvelles thématiques. Une nouvelle génération de recherche en justice environnementale émerge ainsi vers la fin des années 1990 (Williams 1999).

Les critiques découlant de la première génération de la recherche ont donc amené un repositionnement de la littérature en justice environnementale sur deux volets à partir de la fin des années 1990. Une citation tirée de Walker (2009) reflète l'évolution de la recherche effectuée dans la littérature sur la justice environnementale : «*Over the last decade, environmental justice has evolved both as a political and as a focus of academic study. The sociological themes of concern for activists and researchers are now extending far beyond the local distribution of pollution, risk and race to include many other environmental concerns and may other forms of social difference*». [...]. *In addition, the established representation of environmental justice as only a matter of socio-spatial maldistribution is being replaced by a conceptualisation that is more open to other notions of justice figuring in the evidence gathering and claim making environmental justice activists and academic researchers* » (p.614-615).

1.2.1 Une conception renouvelée de la justice environnementale

À partir de l'analyse des études de la première génération de recherche, plusieurs auteurs ont mentionné que la justice environnementale ne pouvait pas se définir par la seule dimension de

la distribution des nuisances envers des groupes d'une population (Fraser 1997; Walker 2009; Young 1990). D'ailleurs, plusieurs études de la première génération de recherche en justice environnementale ont confondu une distribution inéquitable d'une nuisance avec une injustice environnementale. Ces deux constats se différencient par le fait qu'une distribution inégale d'une nuisance environnementale envers un groupe de la population n'est pas nécessairement injuste (Walker et al. 2005). La nature des processus menant à une distribution inéquitable des nuisances et l'absence des possibilités pour les groupes de se protéger adéquatement contre ces éléments négatifs se rapportent ainsi à une potentielle injustice environnementale (Walker et Bulkeley 2006).

Un courant au sein de la seconde génération de la recherche en justice environnementale s'est donc intéressé aux causes potentielles des iniquités environnementales ou distributionnelles envers certains groupes de la population. La figure 1 illustre les trois dimensions qui s'imbriquent pour décrire une situation d'injustice environnementale selon Scholsberg (2004), soit les justices de la reconnaissance, procédurale et les conséquences en termes d'équité environnementale ou distributionnelle. Young (1990) et Fraser (1997) se sont concentrées sur les raisons pour lesquelles des groupes de la population subissent une exposition disproportionnelle à certaines nuisances. Pour Young (1990, 2001), la première composante de la justice environnementale à considérer est reliée à un manque de reconnaissance envers certains groupes de la population. Cette vision de la « justice de la reconnaissance » renvoie à une compréhension des processus rattachés à la culture locale et à la symbolique des lieux (Young 1990). Une « injustice de la reconnaissance » se manifeste, par exemple, par la destruction des identités culturelles locales par le développement de nouveaux projets sans avoir préalablement consulté la population (Schlosberg 2004).

La justice procédurale se rapporte, quant à elle, au droit de tous les groupes de participer au processus de définition des lois, des politiques et des règlements environnementaux (Walker 2009). La liaison entre les justices de la reconnaissance et procédurale s'est manifestée par la stigmatisation associée à certains lieux qui devenaient une destination pour des équipements indésirables étant donné que les résidents de ces endroits n'étaient pas pris en considération dans les processus d'aménagement (Pellow, Weinberg et Schnaiberg 2001). Les chercheurs et activistes s'étant intéressés au cas de Warren County, en Caroline du Nord, ont ainsi montré que les communautés les plus défavorisées ont été ciblées afin d'accueillir des sites d'entreposage de matières toxiques provenant de l'ensemble du pays sans qu'aucun accord préalable avec la population n'ait été entériné (Walker 2009). Ces groupes défavorisés n'ayant

pas été considérés en amont et durant les mécanismes décisionnels se sont ensuite retrouvés dans une situation d'iniquité environnementale plus accentuée qu'au départ, et ce, en raison d'une concentration plus élevée des nuisances (Walker 2009).

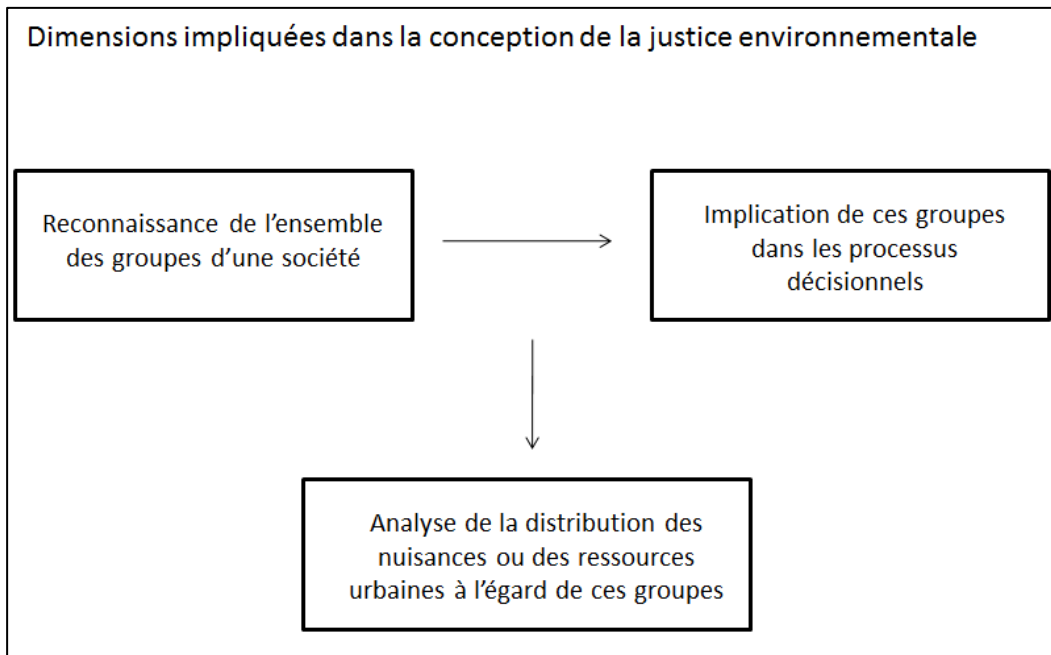


Figure 1 Dimensions rattachées au concept de justice environnementale

1.2.2 La conception actuelle de l'équité environnementale

L'un des objectifs principaux de la littérature actuelle en équité environnementale est de comprendre les conséquences sur la santé et la qualité de vie découlant d'une exposition aux nuisances et du fait de vivre dans un milieu dépourvu des ressources urbaines. On ne s'intéresse donc plus seulement aux aspects négatifs de l'environnement, mais aussi aux éléments positifs. Les causes contribuant à ces iniquités sont ensuite recherchées. Un second objectif est de comprendre si l'exposition à divers aspects négatifs ou de l'éloignement aux ressources urbaines de la ville s'avère socio-économiquement structuré (Pearce et Kingham 2007).

1.2.2.1 La notion d'équité environnementale

Le concept d'équité a été utilisé dans la littérature au lieu de l'égalité, car il caractérise les objectifs des politiques publiques voulant assurer une distribution « équitable » et non

« égalitaire » des ressources envers la population (Fainstein 2010). Le principe d'équité est également mobilisé pour analyser les impacts d'un projet envers des groupes de la population et non sur une base individuelle. L'interprétation de ce qu'est une distribution des ressources urbaines et des nuisances équitable envers tous les groupes de la population est cependant variable compte tenu des perceptions qui en découlent selon le contexte géographique d'étude et des seuils établis par les politiques publiques (Hoogerwerf 1995). Pour les besoins de cette thèse, nous nous appuyons sur cette définition de l'équité environnementale qui est également illustrée à la figure 2:

« *Environmental justice policies seek to create environmental equity: the concept that all people should bear a proportionate share of environmental pollution and health risk and enjoy equal access to environmental amenities* » (Harner et al. 2002) (p.318).

Une iniquité environnementale se traduirait ainsi lorsque divers processus entraînent une distribution inéquitable des nuisances et des ressources urbaines, tout en se manifestant potentiellement par des conséquences négatives pour la santé de certains groupes de la population (Pearce et al. 2010). La littérature actuelle en équité environnementale s'efforce d'ailleurs d'intégrer le mieux possible ce concept dans un cadre d'analyse plus large qui mobilise plusieurs disciplines du domaine des sciences sociales (Walker 2009).

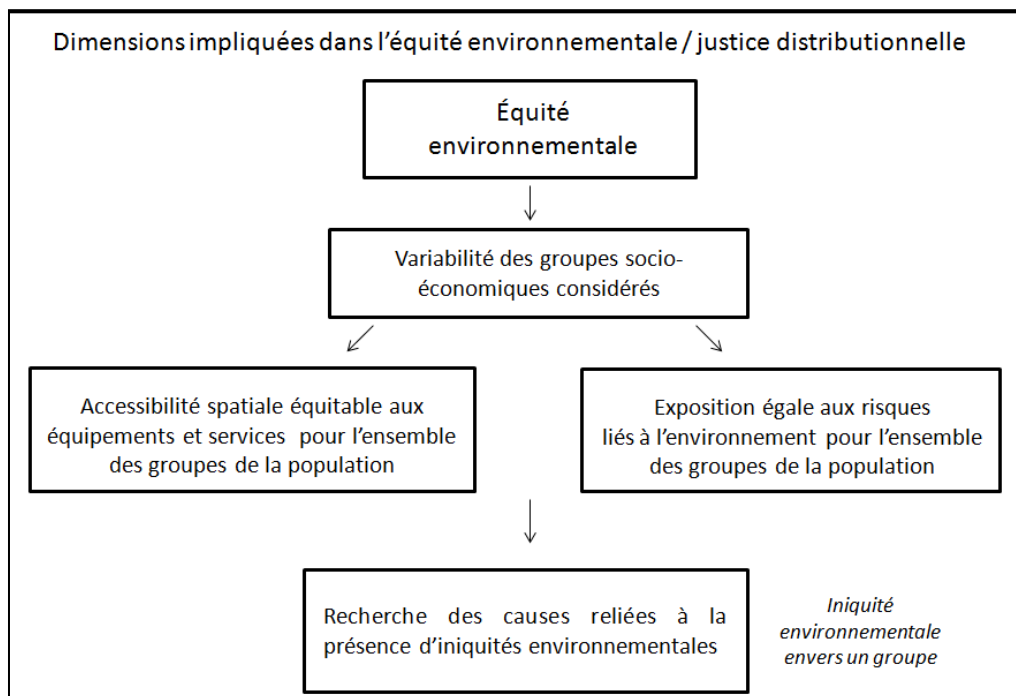


Figure 2 : Conceptualisation actuelle de l'équité environnementale

1.2.2.2 Le positionnement actuel de la recherche en équité environnementale

Contrairement à la première génération de recherche qui a exclusivement étudié la présence statistiquement significative des personnes à faible revenu et des minorités visibles près d'une seule source de nuisances fixe, la recherche actuelle en équité environnementale s'intéresse à la fois à la mesure de la distribution de différentes sources de nuisances pouvant affecter la santé de divers groupes de la population, tout en analysant l'accessibilité aux ressources urbaines (Kruize et al. 2007). L'analyse de la distribution des polluants atmosphériques (Chakraborty 2009; Kingham, Pearce et Zawar-Reza 2007), du bruit routier (Brainard et al. 2004; Havard et al. 2011) et de sources de nuisances combinées (Kruize et al. 2007; Pearce et al. 2010) est quelques-uns des aspects négatifs abordés récemment dans une optique d'équité environnementale. D'autres études ont, pour leur part, porté une attention à l'égard de la distribution des ressources urbaines et des équipements. L'accessibilité aux parcs a été étudiée compte tenu des aspects bénéfiques qui en découlent aux niveaux sociaux et pour la santé (Apparicio et al. 2010; Boone et al. 2009; Maroko et al. 2009). Également, la distribution et l'accès aux terrains de jeux (Macintyre, Macdonald et Ellaway 2008), aux commerces alimentaires (Stephens, Bullock et Scott 2001), au transport collectif (Lucas 2006) et à la végétation urbaine (Landry et Chakraborty 2009) ont été étudiés dans cette perspective théorique.

La littérature actuelle en équité environnementale porte aussi attention à d'autres groupes de la population en raison de leur vulnérabilité aux nuisances environnementales analysées. La variable de l'âge a ainsi été identifiée comme un facteur relatif au risque pour la santé. Tout d'abord, les enfants sont plus vulnérables aux conséquences de certaines nuisances étant donné que leurs organes et leur système nerveux ne sont pas complètement développés (Bolte, Tamburlini et Kohlhuber 2010). Leur vulnérabilité à ces nuisances est aussi rehaussée par le fait qu'il respire davantage d'air par unité de masse (Landrigan, Rauh et Galvez 2010), qu'ils passent beaucoup de temps dans leur environnement immédiat et qu'ils possèdent un contrôle moindre de ce dernier (Tamburlini 2002). Ces mêmes constats s'appliquent pour les personnes âgées qui sont vulnérables à différentes nuisances environnementales (Day et Wager 2010; Greenberg 1993). Tout comme les enfants, les personnes âgées passent davantage de temps dans leur environnement immédiat (Day 2010; Philipps et al. 2005). De plus, les personnes âgées sont vulnérables aux aspects négatifs de leur milieu considérant que certaines fonctions vitales déclinent avec le vieillissement (Rosie Day 2008; OMS 2007). Des conditions

environnementales problématiques dans leur milieu auraient donc des conséquences potentiellement négatives pour ces deux groupes.

En plus de la vulnérabilité physiologique aux éléments négatifs de leur environnement, les enfants peuvent également subir une vulnérabilité du point de vue économique. En ce sens, le statut socio-économique de la famille à laquelle l'enfant appartient, qui dépend entre autres du niveau de scolarité des parents, de l'emploi occupé par ces derniers et du revenu familial, influencera son bien-être et sa santé (Kohlhuber et al. 2006). La défavorisation chez l'enfant a été associée à la fois à un manque de ressources matérielles (Blair 2010; Northridge, Sclar et Biswas 2003; O'Neill et al. 2003) et non-matérielles qui ne permettent pas de répondre adéquatement à ses besoins fondamentaux ni de favoriser son développement psycho-social (Bradley et Corwyn 2002). L'appartenance à un ménage défavorisé et l'exposition à des concentrations de polluants élevées dans son milieu pourraient donc accroître le risque pour l'enfant de développer divers types de problèmes de santé (Hood 2005).

La littérature actuelle en équité environnementale s'est également intéressée à plusieurs types de facteurs urbains afin d'expliquer les situations d'iniquités environnementales (Schlosberg 2007). Ces facteurs se rapportent entre autres aux dynamiques du marché de l'habitation (Been 1994), au cadre institutionnel d'urbanisme en vigueur (Maantay 2001), aux processus d'urbanisation (Chakraborty 2009), aux politiques environnementales (Levensetein et Wooding 1998), de même qu'au manque de représentation et de participation de certains groupes dans les processus décisionnels (Mohai et Bryant 1992). Le recours, dans les explications, à plusieurs types de causes dépasse largement les explications données dans les études de la première génération de la recherche. Ces dernières s'étaient concentrées sur la discrimination raciale potentielle dans les processus décisionnels liés entre autres à l'aménagement du territoire. La recherche actuelle a, de son côté, intégré le concept d'équité environnementale dans un cadre plus large des sciences sociales alors que le territoire est plutôt analysé comme la résultante découlant de l'imbrication d'une multitude de facteurs socio-économiques, politiques et urbanistiques (Walker 2009).

Enfin, plusieurs enjeux méthodologiques ont été soulevés dans la littérature afin de vérifier, avec précision, l'existence d'iniquités environnementales pour un groupe particulier de la population. Parmi les critères importants pour une évaluation rigoureuse de l'équité environnementale, Walker (2010) souligne d'emblée la question du choix de l'échelle d'analyse. Concrètement, ce découpage spatial doit être le plus fin possible afin de s'assurer d'avoir une bonne variabilité de l'indicateur d'exposition à la nuisance à travers les entités spatiales de l'espace d'étude. Toujours selon Walker (2010), il convient de comparer les niveaux d'exposition à la nuisance

retenue du groupe cible à une population de contrôle, et ce, afin de vérifier si elle est réellement plus élevée. Par conséquent, dans le cadre des études en équité environnementale, il convient donc de sélectionner le découpage spatial et les groupes de contrôle appropriés pour vérifier si les groupes sont localisés ou non dans des environnements plus pollués ou encore dépourvus des ressources urbaines appropriées.

1.3 La distribution des groupes près des axes majeurs de circulation

Près de 65 000 kilomètres de tronçons autoroutiers ont été construits aux États-Unis durant les décennies des années 1950 et 1960 (Deka 2004). Dans ce contexte, l'autoroute a répondu à un besoin de mobilité découlant d'une idéologie fonctionnaliste de la ville moderne caractérisée par la décentralisation des fonctions et son rôle est devenu grandissant considérant le nombre de plus en plus élevé d'utilisateurs qui l'utilisent (Song et al. 2007). Le réseau autoroutier a ainsi assuré la liaison entre la banlieue et le centre-ville (Gee et Takeuchi 2004), permettant la mobilité des usagers et favorisant le développement économique (Abu-Lughod et Soziologin 1991). Il procure également la possibilité aux gens d'accéder aux pôles d'emplois, de même qu'une expérience de liberté à l'intérieur de la ville (Martens 2006).

La construction de ces axes majeurs de circulation a souvent été effectuée dans les milieux caractérisés par des valeurs foncières moindres, notamment aux États-Unis, et où il y avait potentiellement moins de résistance pour empêcher l'aménagement de ce type d'infrastructure (Schweitzer et Valenzuela 2004). Ainsi, dans plusieurs cas, les groupes de la population à plus faible revenu et appartenant à la minorité afro-américaine ont subi davantage les aspects négatifs du transport routier et le tout s'est potentiellement répercuté sur leur santé et leur bien-être (Deka 2004; Whitelegg 1997). Une expression a été largement répandue pour décrire cette situation, illustrant les groupes bénéficiant ou non de l'aménagement de l'autoroute urbaine aux États-Unis: « *White man's road through black men's bedrooms* » (Lewis 2013). Cette image renvoie à l'idée que la population blanche, possédant généralement un revenu plus élevé, est l'utilisatrice majoritaire de l'autoroute au détriment des groupes d'Afro-Américains qui résident à proximité de ces axes majeurs de circulation et qui en subissent les nuisances.

Plusieurs auteurs se sont alors intéressés à la composition socio-économique des groupes de la population vivant dans les milieux localisés en bordure des axes majeurs de circulation. Ces études, largement inspirées de la première génération de la recherche en justice environnementale, ont insisté sur l'importance de la proximité pour déterminer l'existence

d'iniquité environnementale envers un groupe de la population, car la concentration des polluants atmosphériques serait maximale dans le territoire limitrophe aux axes majeurs de circulation (Bae et al. 2007; Green et al. 2004; Houston et al. 2004; Jacobson, Hengartner et Louis 2004). Dans plusieurs cas, les personnes à faible revenu sont disproportionnellement présentes dans les zones de proximité des axes majeurs de circulation (Bae et al. 2007; Chakraborty 2006; Chakraborty, Schweitzer et Forkenbrock 1999; English et al. 1999; Houston et al. 2004). L'hypothèse soutenue serait que le faible revenu de ces personnes les amènerait à se localiser dans des zones géographiques moins attrayantes où la qualité du bâti est moindre et le coût foncier s'avère inférieur compte tenu de la présence de diverses nuisances environnementales générées, plus particulièrement, par le réseau routier supérieur (Brugge, Durant et Rioux 2007; Cesaroni et al. 2012; Feitelson 2002; Houston et al. 2004). Dans le même ordre d'idées, les écoles primaires localisées en milieu défavorisé ou accueillant une forte proportion d'élèves provenant d'un quartier socio-économiquement défavorisé, sont également susceptibles d'être localisées à proximité d'axes majeurs de circulation (Amram et al. 2011; Chakraborty et Zandbergen 2007; Green et al. 2004; Houston et al. 2006; Wu et Batterman 2006).

1.4 Les conséquences du transport routier sur la santé

La proximité résidentielle aux axes majeurs de circulation, les débits de circulation et les concentrations de divers polluants générés par le transport routier sont parmi les principaux indicateurs ayant été utilisés pour déterminer les conséquences pour la santé chez divers groupes de la population.

La proximité aux axes majeurs de circulation a été utilisée comme indicateur compte tenu de la concentration maximale des polluants atmosphériques mesurée à moins de 200 mètres de la source (Brugge, Durant et Rioux 2007; Lipfert et al. 2006; Rioux et al. 2010; Zhu, Hinds, Kim, Shen, et al. 2002; Zhu, Hinds, Kim et Sioutas 2002). À l'aide des données provenant de la localisation de patients atteints de certaines maladies cardio-vasculaires (Babisch 2008; van Kempen, Kruize et Boshuizen 2002), pulmonaires (Brunekreef et al. 1997; Jerrett et al. 2008; Kim 2004; Salam, Islam et Gilliland 2008) et ayant été hospitalisés, ces auteurs ont mesuré une relation significative entre le fait de résider près d'axes majeurs de circulation et le développement des maladies préalablement présentées. Hoek et al. (2002) signalent qu'une proximité à moins de 100 mètres d'une autoroute peut augmenter le risque de mortalité liée à

des maladies cardio-pulmonaires. Une augmentation de 5% quant au risque de développer des maladies coronaires a aussi été mesurée chez les personnes résidant à moins de 100 mètres d'un axe majeur de circulation (Tonne et al. 2007). D'autres types de maladies sont associés avec une proximité aux axes majeurs de circulation, dont les cancers infantiles, la leucémie, de même qu'une augmentation des cas d'athérosclérose (Jerrett et Finkelstein 2005; Miller et al. 2007). En outre, plusieurs études ont montré que les jeunes qui fréquentent des écoles localisées à moins de 200 mètres d'un axe majeur de circulation sont plus susceptibles de développer des problèmes d'asthme et une réduction de l'efficacité de leurs poumons (Brunekreef et al. 1997; Clark et al. 2010; Gauderman et al. 2007; Jerrett et al. 2008; Kim et al. 2008; McConnell et al. 2006; Nicolai et al. 2003; Ryan et al. 2007; van Vliet et al. 1997; Venn et al. 2000). D'autres études ont pour leur part rapporté que les filles de moins de 15 ans vivant à moins de 100 mètres d'une autoroute seraient plus susceptibles de développer des problèmes respiratoires (Kim 2004; Venn et al. 2000).

Les débits de circulation sont un second indicateur de polluant ayant été mobilisé afin de mesurer les effets potentiels sur la santé. Certaines études ont ainsi rapporté que le nombre de problèmes coronaires augmente avec l'importance des débits de circulation (Kan et al. 2008; Van Hee et al. 2009). La situation est similaire à Montréal où les 65 ans et plus qui résident dans des secteurs caractérisés par une plus forte densité de circulation sont plus susceptibles de développer des problèmes de santé (Genereux et al. 2008; Smargiassi et al. 2006). L'Agence de santé et des services sociaux de Montréal a ainsi signalé que le risque d'hospitalisation pour des problèmes respiratoires des Montréalais de plus de 65 ans vivant près d'axes majeurs de circulation était plus élevé que chez les résidents du même groupe demeurant près de rues moins achalandées après contrôle des variables socio-économiques (Drouin, Morency et King 2006).

Des concentrations de polluants provenant du transport routier tels que le NO₂, le CO, le NO_x, les particules PM_{2.5} et PM₁₀ peuvent également, en quantités suffisantes, occasionner une hausse de maladies cardio-pulmonaires (Brauer et al. 2002; Fan et al. 2008; Yorifuji et al. 2013), de même que des problèmes cardiaques (*change heart rate*) (Adar et al. 2007; Peters et al. 2000), cognitifs (Power et al. 2011) et cardio-vasculaires pour les personnes âgées de 65 ans et plus (Gold et al. 2005; Laden et al. 2006; Schwartz et al. 2005). Une présence dans l'air de concentrations suffisamment élevées de NO₂ et de PM_{2.5} peut également accroître le nombre de cas d'asthme chez les enfants (Gauderman et al. 2005; Heinrich, Hoelscher et Wichmann 2000; Hwang et al. 2005; Janssen et al. 2003; Lin et al. 2002; Migliaretti et al. 2005). Enfin, une

hausse du nombre de cancers du poumon a été statistiquement associée à des concentrations élevées de NO₂ (Vineis et al. 2006) et de particules PM (Choi, Inoue et Shinozaki 1997).

Le bruit est considéré comme la seconde nuisance environnementale la plus problématique pour la santé après la pollution de l'air (OMS 2011). Les conséquences du bruit routier sur la santé et le bien-être varient en fonction de son intensité en décibels (dB(A)). Le tableau 1, ci-dessous, indique les conséquences pour la santé associée à différents niveaux moyens de bruit routier.

Tableau 1 : Conséquences physiologiques associées à une exposition prolongée au bruit routier

>55 dB(A)	>60 dB(A)	>65 dB(A)	>70 dB(A)	>75 dB(A)
Nuisances légères et désagréments	Désagréments causés dans le niveau de langage	Interférences dans la communication	Réactions physiologiques et musculaires au bruit ambiant	Changements apportés dans la coordination et la motricité

Source : (Chan, Grant et Chan 2000)

L'un des effets du bruit routier sur la santé se rapporte aux problèmes cardio-vasculaires. Ces derniers comprennent notamment l'hypertension, les cas d'infarctus du myocarde, les insuffisances cardiaques et les accidents vasculaires cérébraux (AVC) (OMS 2011). Le bruit est ainsi un agent qui stimule les systèmes nerveux central et endocrinien (Maschke et al. 2002; Spreng 2000), ce qui a pour conséquence de modifier l'état homéostatique du corps humain et d'accélérer la fonction cardiaque (Ising et Kruppa 2004; Sabbah et al. 2008). Quelques études épidémiologiques portant sur la relation entre le niveau de bruit routier et les conséquences cardio-vasculaires ont rapporté qu'une exposition à cette nuisance sur une longue période augmente les cas d'hypertension et d'infarctus du myocarde (Babisch 2005). Dans la même veine, d'autres études ont mis l'accent sur les conséquences du bruit routier sur les problèmes d'hypertension pour les enfants (van Kempen, Kruize et Boshuizen 2002). Babisch (2008) a montré de son côté qu'une augmentation significative des risques d'infarctus du myocarde peut subvenir à partir d'un seuil de bruit routier supérieur à 57,5 dB(A).

Il a également été démontré que le bruit routier affecte le développement cognitif des enfants (Clark et al. 2010; Söderlund, Sikström et Smart 2007). Une détérioration cognitive est définie comme étant un retard à la fois dans le développement psychomoteur, du langage, de la coordination et de la capacité motrice (Lopez et al. 2006). Plusieurs auteurs ont ainsi rapporté qu'un niveau de bruit routier suffisamment élevé peut affecter les capacités de lecture et de mémoire des enfants (Evans et Lepore 1993; Evans et Maxwell 1997). Une étude sur l'exposition au bruit routier des Suédois âgés de 7 à 19 ans a d'ailleurs révélé que près de 32%

d'entre eux sont exposés à un niveau supérieur à 55 dB(A) (Van Den Hazel et Zuurbier 2005). Les auteurs de l'étude mentionnent ensuite que 20% des jeunes exposés à un niveau de bruit routier quotidien se situant entre 55 et 65 dB(A) sont à risque de développer des problèmes cognitifs, alors que ce taux augmente à 50% entre 65 et 75 dB(A) et à 75% pour un seuil supérieur à 75 dB(A).

Les perturbations liées au sommeil sont une autre des conséquences en lien avec le bruit routier (Jakovljevic, Paunovic et Belojevic 2009; Murphy et King 2010). Un sommeil adéquat est nécessaire afin de maintenir à la fois le bien-être et une performance minimale dans les activités quotidiennes (Banks et Dinges 2007). Le bruit routier a été identifié comme la principale source affectant le sommeil des individus (Van den Berg et al. 2003). Les conséquences physiologiques d'une exposition prolongée au bruit routier nocturne demeurent pour la plupart minimales à un niveau inférieur à 40 dB(A). À partir de ce seuil, les effets varient considérablement en fonction du niveau de vulnérabilité des individus. La vulnérabilité est notamment définie en fonction de l'âge, alors que les jeunes et les personnes âgées seraient plus susceptibles de subir les effets négatifs du bruit routier sur le plan physiologique. Parmi les résidents des pays de l'Union européenne, 36% de la population totale est exposée à un niveau de bruit routier nocturne supérieur à 50 dB(A) (OMS 2011). Moins de 10% des individus exposés à un niveau de bruit routier nocturne oscillant entre 50 et 60 dB(A) auraient mentionné être grandement indisposés dans leur sommeil en raison de l'intensité de cette nuisance. Au-delà de 60 dB(A), cette proportion d'individus indisposés atteindrait 15%.

Le bruit routier entraîne également divers effets négatifs chez les individus exposés à d'importants niveaux d'intensité, tels que des signes de dépression, d'agitation, de stress et d'anxiété (Babisch 2005; Fields et al. 2001; Michaud, Keith et McMurchy 2008; Öhrström et Skånberg 2004; Öhrström et al. 2006; Passchier-Vermeer et Passchier 2000). Les effets négatifs liés au bruit sont souvent mesurés à l'aide d'enquêtes longitudinales. Selon une enquête effectuée auprès des résidents de plusieurs pays de l'Union européenne, 33% d'entre eux étaient exposés à des niveaux de bruit quotidien supérieur à 60 dB(A). La proportion d'individus affirmant être passablement affectée par le niveau de bruit routier oscille à 13% pour un niveau de bruit routier entre 60 et 64 dB(A), pour ensuite augmenter à 20% entre 65 et 70 dB(A) et atteindre 30% à un seuil supérieur à 70 dB(A) (OMS, 2011). Une enquête réalisée par Birk et al. (2011) auprès d'un échantillon de près de 1000 répondants à Munich, en Allemagne, rapporte qu'un niveau de bruit routier supérieur à 65 dB(A) est fortement associé à un degré de dérangement et que l'éloignement à un axe majeur de circulation réduit considérablement le risque d'être affecté par cette nuisance. Des conclusions similaires ont été rapportées par

Méline et al. (2013) dans une étude effectuée à l'aide un échantillon de 7290 individus dans le département de l'Île-de-France.

1.5 La pollution de l'air provenant du transport routier

Le transport est la principale source du rejet de particules nocives qui ont des impacts sur la santé, soit principalement les oxydes d'azote (NO_2 et NO_x) et dans une moindre mesure, les composés organiques volatils (COV), le monoxyde de carbone (CO), de même que les matières particulaires ($\text{PM}_{2.5}$ et PM_{10}) (Brugge, Durant et Rioux 2007; Cesaroni et al. 2010; Cesaroni et al. 2012; Drouin, Morency et King 2006). Une exposition prolongée à divers contaminants peut mener, à la fois, à l'augmentation du nombre d'infections des voies respiratoires, à la hausse de la fréquence des crises d'asthme chez les enfants et de la mortalité causée par des maladies cardiovasculaires chez les personnes âgées de plus de 65 ans (Adar et al. 2007; Brugge, Durant et Rioux 2007).

1.5.1 Mode de propagation des polluants atmosphériques

Les polluants atmosphériques ont des modes de dispersion qui sont propres à eux et qui varient en fonction des conditions météorologiques ou topographiques (Kingham et Dorset 2011). L'analyse de la dispersion du NO_2 est un indicateur utilisé pour mesurer les concentrations les plus importantes de ce polluant émis par les véhicules et permet de déterminer la présence d'autres émissions polluantes, telles les particules PM et le CO, compte tenu de leur propriété de *colocalisation* (Beckerman et al. 2008; Wheeler et al. 2008). Dans des conditions atmosphériques et de vent normales, les concentrations de polluants provenant du trafic généré des axes majeurs de circulation, tels que le NO_2 , le NO_x , le CO et les particules PM, sont à leur maximum dans un rayon de 30 mètres à l'autoroute (Morawska et al. 1999; Zhu, Hinds, Kim et Sioutas 2002) pour ensuite diminuer progressivement jusqu'à environ 200 mètres de la source (Bae et al. 2007; Brainard et al. 2002; Brugge, Durant et Rioux 2007; Zhu, Hinds, Kim, Shen, et al. 2002; Zhu, Hinds, Kim et Sioutas 2002). Des paramètres de distance variant de 150 à 200 mètres des axes majeurs de circulation ont d'ailleurs été utilisés dans les premières recherches en équité environnementale sur le sujet (Cesaroni et al. 2010; English et al. 1999; Green et al. 2004; Gunier et al. 2003; Houston et al. 2006; Houston et al. 2004; Jacobson, Hengartner et Louis 2004; Kingham et Dorset 2011).

1.5.2 Évolution des techniques de mesure des polluants atmosphériques

Différentes techniques ont été utilisées dans la littérature pour mesurer les concentrations spatiales associées à ces polluants atmosphériques. L'une des premières techniques privilégiées, tout comme lors de la première génération de recherche en justice environnementale, a été l'établissement de zones tampons près des principales sources génératrices de polluants atmosphériques (Kingham et Dorset 2011). Cette technique consiste à sélectionner le territoire limitrophe aux autoroutes ou des voies routières possédant les niveaux de densité de circulation les plus élevés, car les concentrations de polluants seraient potentiellement maximales dans ces zones. Bien qu'elle soit simple d'utilisation et qu'elle représente un indicateur potentiel des zones les plus à risque pour la santé publique, cette méthode ne permet pas de déterminer un niveau précis de concentration de polluants (Kingham et Dorset 2011).

La prise en compte des limites et de l'imprécision liée à l'utilisation du paramètre de la proximité aux axes majeurs de circulation a fait en sorte que de nouvelles méthodes ont été mobilisées pour mesurer la concentration de diverses nuisances environnementales générées, entre autres, par le transport routier. La modélisation mathématique qui consiste à estimer la concentration de polluants à partir de données relatives aux débits de circulation et de données météorologiques comme la température, la force et la direction du vent a été l'une de ces techniques privilégiées (Kingham et Dorset 2011). Cette technique a d'ailleurs été utilisée dans la littérature en équité environnementale afin de déterminer si les personnes à faible revenu et les minorités visibles sont disproportionnellement présentes dans les zones les plus polluées par différents types de polluants atmosphériques.

D'autres modèles, de nature statistique, permettent d'estimer les concentrations de polluants atmosphériques sur le territoire à partir de données mesurées. La modélisation des polluants s'effectue ainsi de plus en plus par l'entremise du « *land use regression* ». Cette méthode consiste à construire une équation de régression avec comme observations, les points échantillonnés, comme variable dépendante, la concentration d'un polluant (le NO₂ par exemple) et toute une série de variables indépendantes, notamment la proximité aux axes majeurs de circulation, la longueur des tronçons routiers près du lieu d'échantillonnage, les débits de circulation, la densité résidentielle, la présence d'équipements industriels, commerciaux ou de parcs, etc. (Crouse, Goldberg et Ross 2009; Ryan et LeMasters 2007). La méthode du « *land use regression* » est désormais jugée comme étant une technique plus précise à d'autres

méthodes géostatistiques, telles que le krigage, l'interpolation spatiale ou d'autres modèles de dispersion spatiale (Hoek et al. 2008). Au niveau des avantages recensés dans la littérature, cette technique statistique permet d'obtenir des données à une échelle spatiale très précise, et ce, à un faible coût (Hoek et al. 2008; Ryan et LeMasters 2007). Par contre, ces analyses n'ont pas de portée longitudinale, car elles s'effectuent à partir de données mesurées à un temps précis, et ce, dans des conditions propres au moment d'échantillonnage (Kingham et Dorset 2011).

1.5.3 Pollution de l'air et équité environnementale

Des études réalisées au Canada (Crouse, Ross et Goldberg 2009; Jerrett et al. 2004; Jerrett et al. 2007), au Royaume-Uni (Brainard et al. 2002; Briggs, Abellan et Fecht 2008; Mitchell 2005; Namdeo et Stringer 2008; Wheeler et Ben-Shlomo 2005), en Nouvelle-Zélande (Kingham, Pearce et Zawar-Reza 2007) et aux États-Unis (Grineski 2007; Morello-Frosch, Pastor et Sadd 2001; Sheppard et al. 1999) ont rapporté, à diverses intensités, que les personnes à faible revenu sont susceptibles d'être exposées, de façon significative, à des niveaux de polluants atmosphériques provenant du transport ou à d'autres sources significativement plus élevées que les classes favorisées, bien qu'elles soient généralement moins motorisées. Des résultats similaires ont été signalés en Allemagne (Schikowski et al. 2008), en Finlande (Rotko et al. 1999), en France (Havard et al. 2009) et en Norvège (Næss et al. 2007). Ces résultats concordent avec ceux de plusieurs études de la première génération de la justice environnementale rapportant la surreprésentation des personnes à faible revenu près de générateurs de nuisances fixes (Perlin, Wong et Sexton 2001).

La relation entre les minorités visibles et leur exposition aux polluants atmosphériques apparaît moins claire et doit être nuancée selon le contexte d'étude (Pastor, Sadd et Hipp 2001; Ringquist 1997). D'un côté, aux États-Unis, les résultats des études de Chakraborty (2009), Pastor *et al.* (2002) et Grineski et al. (2007) ont rapporté des relations statistiquement positives entre certaines minorités visibles et les concentrations de polluants atmosphériques respectivement à Tampa Bay, Los Angeles et Phoenix. Dans une étude réalisée à l'échelle des États-Unis, Liu (2001) rapporte que les minorités visibles sont davantage représentées, que les personnes à faible revenu, dans les milieux les plus pollués. D'un autre côté, Buzelli et Jerrett (2007) n'ont mesuré aucune relation significative entre les immigrants récents et des niveaux élevés de polluants atmosphériques à Toronto. Au contraire, les immigrants récents de cette

ville étaient négativement associés avec des concentrations élevées de NO₂ et les secteurs comptant une proportion élevée d'employés de type professionnel s'avéraient susceptibles de résider dans des secteurs où le niveau de ce polluant est statistiquement supérieur. Jerrett et Buzelli (2001) ont également effectué une analyse similaire à Hamilton et, après le contrôle des variables socio-économiques, seulement le groupe des Latino-américains était significativement plus exposé au PM_{2,5}.

D'autres études réalisées sur le sujet rapportent que les personnes à faible revenu ne résident pas systématiquement dans les secteurs les plus pollués. Tout d'abord, Forastiere et al. (2007) concluent que les ménages les plus favorisés de Rome, en Italie, sont surreprésentés dans les secteurs les plus pollués par le transport routier. Cependant, la potentielle iniquité environnementale mesurée pour les groupes les mieux nantis de cette ville est nuancée par le fait qu'une proportion d'entre eux possède une seconde résidence en secteur rural, ce qui réduit leur exposition aux polluants atmosphériques (Forastiere et al. 2007; OMS 2010). Mitchell et Dorling (2003) et Fairburn et al. (2005) signalent que, dans leurs analyses effectuées à l'échelle du Royaume-Uni et de l'Écosse, les individus du premier et dernier décile de revenu résident dans des zones où les concentrations de NO₂ sont similaires. Walker et al. (2005) rapportent de leur côté que les ménages les mieux nantis du Pays-de-Galles, au Royaume-Uni, sont susceptibles de résider dans les secteurs les plus pollués par le NO₂. Aux Pays-Bas, Kruize et al. (2007) ont mesuré une distribution égale de la concentration de NO₂ en fonction du niveau de défavorisation. Les résultats obtenus concernant l'analyse de la concentration spatiale des polluants atmosphériques dans une optique d'équité environnementale peuvent donc varier considérablement d'un contexte géographique à l'autre.

Malgré leur vulnérabilité physiologique à la pollution de l'air, l'exposition des moins de 15 ans et des 65 ans et plus aux polluants atmosphériques a été peu traitée dans les études en équité environnementale. Parmi les études analysées, aucune d'entre elles n'a confirmé l'existence d'iniquité environnementale envers les personnes de 65 ans et plus ou les 15 ans et moins pour ce qui est de leur l'exposition aux polluants atmosphériques (Brainard et al. 2002; Crouse, Ross et Goldberg 2009; Mitchell et Dorling 2003). Cependant, l'ajout de la dimension de la défavorisation ou du niveau de revenu amène des résultats différents en ce qui a trait à la concentration de polluants atmosphériques retrouvée dans leur milieu résidentiel ou scolaire. Certaines études comme celles de Chaix et al. (2006) et de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) (2010) signalent que les moins de 15 ans appartenant à des ménages à faible revenu sont plus susceptibles d'être exposés à de plus hauts niveaux de polluants atmosphériques ou à d'autres nuisances environnementales dans plusieurs villes des pays de l'Union Européenne

(Hornberg et Pauli 2007), de même qu'à fréquenter une école localisée près d'axes majeurs de circulation comparativement au groupe du même âge, mais d'un niveau socio-économique plus élevé (Amram et al. 2011; Chakraborty et Zandbergen 2007; Wu et Batterman 2006). Dans de tels cas, l'exposition aux nuisances des enfants serait fonction de la position socio-économique des ménages desquels ils appartiennent et qui les confinerait par le fait même au sein d'espaces de moindre qualité. Enfin, une étude effectuée par Collins et al. (2011) à El Paso, au Texas, a signalé que les personnes âgées de 65 ans et plus appartenant à la minorité hispano-américaine sont plus à risque de développer des problèmes de santé en lien avec le transport routier que les individus blancs du même âge.

Bien que les cas varient d'un contexte d'étude à l'autre, les personnes à faible revenu sont susceptibles d'être surreprésentées dans les secteurs les plus pollués. Cette situation implique des dimensions de la justice environnementale alors que les personnes à faible revenu sont plus faiblement motorisées et contribuent, par le fait même, à des concentrations moindres de polluants (Pearce et Kingham 2007; Walker 2011). Les conditions historiques liées à l'urbanisation, les logiques d'implantation des générateurs de nuisances, les dynamiques du marché de l'habitation et les décisions qui se rapportent à l'utilisation du sol sont quelques-uns des facteurs pouvant expliquer les raisons pour lesquelles les personnes à faible revenu, entre autres, résident plus souvent dans des milieux plus pollués (OMS 2011; Walker 2011). Récemment, des auteurs ont abordé les conséquences potentielles d'une concentration significativement plus élevée de polluants atmosphériques dans les secteurs résidentiels dans lesquels les personnes à faible revenu se localisent. Le concept de « *triple jeopardy* » a ainsi été abordé et se rapporte à l'interaction entre les conditions socio-économiques des ménages, des éléments de l'environnement urbain et des conséquences potentielles sur la santé (Buzzelli 2007; Jerrett et al. 2001; Walker 2011).

1.6 Le bruit routier

Le son est défini comme une variation rapide de pression dans tous types de milieu à une vitesse de 340 mètres par seconde (BKSV 2013). Le bruit, quant à lui, se rapporte à un son non désiré produit par les activités humaines affectant notamment le sommeil, le travail et la communication (Michaud, Keith et McMurphy 2008). Les pressions acoustiques sont exprimées sous la forme d'un rapport logarithmique entre la valeur mesurée et celle de référence compte tenu du mode de fonctionnement de l'oreille humaine (Fidell, Barber et Schultz 1991). Le niveau

de bruit est mesuré sur une période de temps qui se distingue entre le jour et la nuit à l'aide du facteur Leq, qui est une mesure moyenne correctrice corrélée avec la sensibilité de l'oreille humaine à différentes fréquences (Fidell et Pearsons 2003).

Le bruit est l'une des conséquences majeures provenant du transport routier et a été identifié comme l'une des principales nuisances environnementales ayant des effets sur la santé des populations (WHO 2011). L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a défini le bruit comme étant un son indésirable créé par les activités liées au transport routier, ferroviaire, aérien et aux sites industriels (WHO 2011). Cette nuisance affecte plus particulièrement les groupes vulnérables à ses conséquences, soit principalement les jeunes (Evans et al. 2001) et les personnes âgées (Balfour et Kaplan 2002). L'OMS a signalé que plus de 30% de la population des pays de l'Union européenne sont exposés à des niveaux de bruit provenant du transport routier excédant 55 dB(A) durant la journée et cette proportion atteint 20% lorsque le seuil excède 65 dB(A) (EEA 2003). Au Canada, une enquête nationale menée par Michaud, Keith et McMurchy (2008) auprès de 2565 répondants de 15 ans et plus a signalé que les résidents vivant le plus près des axes majeurs de circulation sont ceux les plus susceptibles d'en ressentir des effets négatifs sur leur santé.

1.6.1 Les paramètres de propagation liés au bruit routier

Plusieurs paramètres influencent la propagation de cette nuisance. Le bruit provenant d'un axe de circulation est associé à une source linéaire où l'énergie se propage de façon cylindrique, c'est-à-dire que les niveaux d'intensité de cette nuisance s'avèrent les mêmes à une distance similaire de la route (BKSV 2013; Miedema et Vos 1998). Dans un contexte d'absence totale d'obstacles au bruit routier, cette nuisance peut être mesurée jusqu'à 300 mètres de sa source (Hokanson et al. 1981). Le niveau de bruit routier perçu par l'oreille humaine dépend ensuite du type de source et la distance du récepteur à celle-ci, des caractéristiques liées à la circulation sur un tronçon donné, de la géométrie routière (nombre de voies, la vitesse affichée et la configuration du tronçon), de la présence ou non de barrières sonores et de la composition du cadre bâti retrouvé près de l'axe routier (Havard et al. 2011). Les conditions météorologiques et celles du vent, la topographie, les caractéristiques d'absorption du sol à proximité de la source et le moment de la journée sont également d'autres types de facteurs ayant une incidence sur le niveau de bruit routier perçu (Havard et al. 2011). La présence de plusieurs sources de bruit routier dans un même environnement a également pour conséquence d'augmenter le niveau

d'intensité de cette nuisance. Des explications supplémentaires sont apportées pour chacun des paramètres à l'annexe 2 à l'aide d'équations et de graphiques.

De façon générale, le niveau de bruit routier augmentera dans les secteurs caractérisés par leur proximité à des axes de circulation caractérisés à la fois par de forts débits de circulation et de camions lourds, par une vitesse élevée, par un nombre important de voies routières, par une configuration routière maximisant l'utilisation du frein à moteur (par exemple) pour les véhicules lourds et par l'absence d'écrans acoustiques ou de bâtiments. De plus, des surfaces de type réfléchissant, comme le béton ou l'eau, favoriseront la propagation du bruit (BKSV 2013). Enfin, des conditions de couvert nuageux où la température augmente en altitude et de vent portant auront pour effet d'accroître la propagation du bruit routier (Lamancusa 2009; Lamure 1986).

1.6.2 Les techniques de mesure du bruit routier

Les mesures du niveau de bruit sont estimées à partir de modèles existants qui prennent en compte les paramètres pouvant influencer cette nuisance pour ensuite y effectuer l'approximation de son intensité à un endroit particulier pour une période donnée (Bocquier et al. 2012; Brainard et al. 2004; Forkenbrock et Schweitzer 1999; Havard et al. 2011). L'un des premiers modèles mathématiques mis de l'avant pour déterminer le niveau de bruit routier a été développé par le *Federal Highway Authority* (FHWA) en 1978. Ce modèle et ses variantes ont notamment été utilisés par Forkenbrock et Schweitzer (1999) afin de modéliser les niveaux de bruit sonore dans les zones de proximité des autoroutes de même que par Nega et al. (2013). La dispersion du bruit dans l'environnement suit la même tendance qu'une fonction inverse, c'est-à-dire que plus on s'éloigne de la source génératrice de bruit plus l'effet s'amenuise. Les impacts provenant du bruit de l'autoroute sont ainsi rarement ressentis au-delà de 300 mètres de son centre (Hokanson et al. 1981).

Havard et al. (2011) ont, de leur côté, utilisé le modèle EASYMAP pour mesurer le niveau de bruit généré à proximité du réseau routier de la ville de Paris. Ce modèle comprend un logiciel de prédiction du bruit et une application dans le logiciel ArcGIS permettant de générer des calculs de niveaux de bruit afin de créer des cartes en deux ou trois dimensions (Havard et al. 2011). Les données du bruit sont obtenues en fonction des débits journaliers moyens annuels (DJMA) du segment routier, de la composition du trafic en mettant l'accent sur les véhicules lourds, de la vitesse affichée et de la présence ou non de congestion routière (Havard et al. 2011). D'autres paramètres tels que l'angle des segments routiers, la hauteur des bâtiments

situés près des voies de circulation, la géométrie des axes routiers (construction au sol ou en hauteur), la largeur des voies de circulation, le type de surface routière, la présence d'écrans acoustiques limitrophes aux axes de circulation, la topographie et les facteurs météorologiques sont inclus dans le modèle, rendant les mesures les plus précises possible (Havard et al. 2011). Il a été déterminé que les prédictions du modèle variaient seulement de 1 dB(A) en moyenne avec les données mesurées sur le terrain. La résolution spatiale du bruit qui en résulte est effectuée à une échelle de 1 mètre par 1 mètre et à une hauteur de 1,5 mètre du sol. Enfin, les mesures du bruit sont séparées selon le moment de la journée, généralement entre le jour (7h à 23h) et la nuit (23h à 7h), étant donné que la sensibilité humaine au bruit varie durant entre ces deux périodes (Brainard et al. 2004). Les mêmes paramètres utilisés par Havard et al. (2011) avaient été préalablement mobilisés dans l'étude de Brainard et al. (2004) sur la pollution sonore.

1.6.3 Bruit routier et équité environnementale

Le bruit routier a reçu moins d'attention que le phénomène de la pollution de l'air dans une perspective d'équité environnementale. À titre indicatif, aucune étude n'a été recensée sur la dispersion spatiale du bruit routier au Canada, et ce, dans une optique d'équité environnementale. Parmi les études analysées, Brainard et al. (2004) ont déterminé, à l'aide du test statistique non paramétrique de Kolmogorov-Smirnov, que les Noirs et les personnes à faible revenu de Birmingham, au Royaume-Uni, sont susceptibles de se localiser dans des secteurs au niveau desquels le niveau de bruit routier est supérieur lors de la journée par rapport au reste de la population. Cette situation est accentuée lors de la nuit pour les personnes à faible revenu. Cependant, l'identification de cette iniquité environnementale se doit d'être nuancée par le fait que, dans certains cas, certaines communautés très bien nanties sont exposées à des niveaux de bruit routier aussi élevés que des individus vivant dans des milieux très défavorisés.

Ensuite, dans le contexte hongkongais, Lam et Chan (2006) ont analysé la relation entre la défavorisation socio-économique et le niveau de bruit routier avec l'aide du test statistique ANOVA et des modèles de régression linéaire. L'une de leurs conclusions signale que la relation entre le niveau de faible revenu et le bruit routier est significative, mais faiblement positive (Lam et Chan 2006). Au Pays-de-Galles, Poortinga, Dunstan et Fone (2008) ont utilisé des analyses de régression multinomiale et binomiale pour montrer que les ménages à faible

revenu gallois sont plus susceptibles d'être exposés au bruit routier que ceux ayant des niveaux de revenu supérieurs. Méline et al. (2013) rapportent, de leur côté, que le bruit routier augmente significativement dans les secteurs où le taux de diplômés universitaires est plus faible dans le département français de l'Île-de-France, et ce, en utilisant une régression logistique multivariée. Enfin, Nega et al. (2013) ont analysé la relation entre le niveau de bruit routier et différentes variables socio-économiques à Minneapolis, aux États-Unis à l'aide d'un modèle autorégressif. Leurs résultats indiquent, entre autres, une association positive entre les niveaux de bruit routier et la proportion d'individus appartenant à une minorité visible. De plus, une diminution du niveau de revenu moyen par ménage est associée négativement avec une hausse du bruit routier, signifiant que les personnes à plus faible revenu de Minneapolis sont plus susceptibles de résider dans des secteurs où le niveau de cette nuisance est plus élevé (Nega et al. 2013).

D'autres études ont pour leur part nuancé les résultats obtenus quant aux mesures d'iniquités environnementales à l'égard des personnes à faible revenu. Dans le contexte néerlandais, Kruize et al. (2007) ont seulement mesuré une iniquité environnementale envers les ménages à faible revenu lors de la nuit à proximité des voies ferrées bien que d'autres sources de nuisances, comme les axes majeurs de circulation, ont été considérées. Ensuite, Havard et al. (2011) ont analysé, à l'aide de modèles de régression linéaire et multiple, la relation entre le niveau de revenu, de même que le fait d'appartenir à une minorité visible avec le niveau de bruit routier dans les secteurs résidentiels de Paris en France. Ils n'ont cependant mesuré aucune iniquité environnementale envers les ménages à faible revenu, ni les minorités visibles, alors que le niveau de bruit augmente légèrement dans les secteurs les plus socio-économiquement favorisés (Havard et al. 2011). Cette même relation statistique a été mesurée par Bocquier et al. (2012) à Marseille, soit la seconde plus grande ville de France. Des modèles de régression statistique ont ainsi été utilisés et aucune iniquité environnementale quant à l'exposition au bruit routier n'a été mesurée en fonction du niveau de défavorisation socio-économique des ménages marseillais (Bocquier et al. 2012).

Malgré leur vulnérabilité physiologique à l'égard des conséquences du bruit pour leurs conditions de santé, les moins de 15 ans et les plus de 65 ans ont été peu considérés dans les études en équité environnementale sur cette nuisance (Cutter 2006). De prime abord, seules les études de Brainard et al. (2004), de Poortinga, Dustan et Fone (2008), de Kolhuber et al. (2006) et de Nega et al. (2013) ont considéré l'un ou l'autre de ces deux groupes et celles-ci confirment par ailleurs qu'il n'y a aucune iniquité environnementale envers les jeunes de moins de 15 ans ni les personnes âgées de 65 ans et plus. Nega et al. (2013) ont également mesuré aucune iniquité environnementale à l'égard des jeunes de moins de 18 ans à Minneapolis.

1.7 L'évolution des techniques statistiques pour mesurer la concentration spatiale des émissions polluantes dans une perspective d'équité environnementale

L'objectif principal des études en équité environnementale est de vérifier si certains groupes de la population sont plus exposés aux nuisances de l'environnement urbain ou encore, si leur accessibilité aux ressources urbaines est plus limitée. Pour ce faire, différents tests statistiques ont été utilisés dans la littérature pour déterminer l'existence d'iniquité environnementale envers un ou plusieurs groupes de la population. Le modèle de régression statistique a tout d'abord été largement mobilisé lors de la première génération de recherche en justice environnementale. Des variables indépendantes se rapportant aux caractéristiques socio-économiques de la population, à l'origine ethnique et aux caractéristiques de l'environnement urbain y ont été intégrées. Les variables dépendantes, de leur côté, désignent notamment des concentrations de polluants ou la proximité à un axe majeur de circulation. La variable indépendante affichant le coefficient significatif le plus élevé a ainsi souvent été considérée comme le meilleur indicateur pour prédire la présence d'un générateur de nuisances. L'iniquité environnementale a ainsi été identifiée lors de la première génération de recherche, par la relation positive et significative de l'un ou l'autre des groupes de la population, lorsque mis en relation avec une variable dépendante souvent liée à un proxy de la pollution.

D'autres études réalisées dans une optique équité environnementale sur la qualité de l'air ont pour leur part insisté sur la concentration de polluants à laquelle certains groupes de la population sont exposés à l'aide de tests statistiques bivariés. Mitchell et Dorling (2003), Brainard et al. (2002), Kingham et al. (2007) de même que Briggs et al. (2008) ont ainsi analysé les différences statistiques de concentrations de polluants atmosphériques estimées en milieu résidentiel entre des groupes de la population caractérisés selon leur l'âge, leur origine ethnique et leur niveau de revenu. L'objectif d'une telle approche statistique est de mesurer les différences de concentrations de polluants retrouvées dans les unités spatiales pour ensuite les pondérer par les effectifs des groupes de la population d'intérêt et le reste de la population. Advenant une concentration de polluants plus élevée à l'égard d'un groupe ciblé par rapport au reste de la population, celui-ci subirait une potentielle iniquité environnementale. Par exemple, Briggs et al. (2008) et Kingham et al. (2007) ont respectivement comparé les concentrations de polluants atmosphériques de $PM_{2,5}$ et NO_2 entre les unités spatiales d'un territoire d'étude réparties selon le quantile de défavorisation socio-économique.

Récemment, quelques études en équité environnementale ont utilisé des analyses de régression multivariées avec comme variable dépendante divers types d'indicateurs de pollution et comme variables indépendantes, différents groupes de la population (Chakraborty 2009). De la sorte, ces modèles permettent de vérifier si les associations entre les différents indicateurs de pollution et un groupe de population donné sont significatives une fois les proportions des autres groupes de population contrôlées. Également, plusieurs études en équité environnementale ont démontré la dépendance spatiale des modèles de régression classiques que ce soit pour des variables dépendantes relatives à la pollution de l'air (Chakraborty 2009; Buzzelli et Jerrett 2003) ou encore à la présence de végétation urbaine (Pham et al. 2013; Pham et al. 2012). Des modèles de régression autorégressifs spatiaux doivent donc être utilisés, comme les "*spatial lag*" et les "*spatial error models*", afin de contrôler la dépendance spatiale (Anselin 2009).

1.8 L'utilisation du concept d'équité environnementale dans la thèse de doctorat

Cette thèse de doctorat a pour objectif de mesurer et d'analyser les distributions spatiales des polluants atmosphériques et du bruit routier, ainsi que leur effet cumulatif sur les groupes les plus susceptibles de résider dans les milieux les plus pollués et ceux étant les plus vulnérables à leurs conséquences pour leur santé. La thèse se positionne, de deux façons, au niveau des développements les plus récents concernant le thème de l'équité environnementale. D'une part, au point de vue théorique, les études ayant récemment traité de la distribution des nuisances provenant du transport routier adhèrent au principe suivant : «*Who gets what kind of environmentally undesirable and why* » (Schweitzer et Valenzuela 2004). En ce sens, cette thèse de doctorat s'inscrit dans la même lignée en voulant mesurer la distribution spatiale des polluants atmosphériques et du bruit routier et leur effet cumulatif à l'égard des groupes de la population sélectionnés et apporter le diagnostic le plus précis afin d'identifier des iniquités environnementales potentielles pour l'un d'eux (Brainard et al. 2004; Buzzelli et Jerrett 2007; Kruize et al. 2007). De plus, une attention est portée dans chacun des articles de cette thèse de doctorat à la géographie sociale montréalaise et à quelques autres facteurs qui pourraient expliquer, en partie, les potentielles iniquités environnementales mesurées pour l'un ou l'autre des groupes de la population (Figure 3).

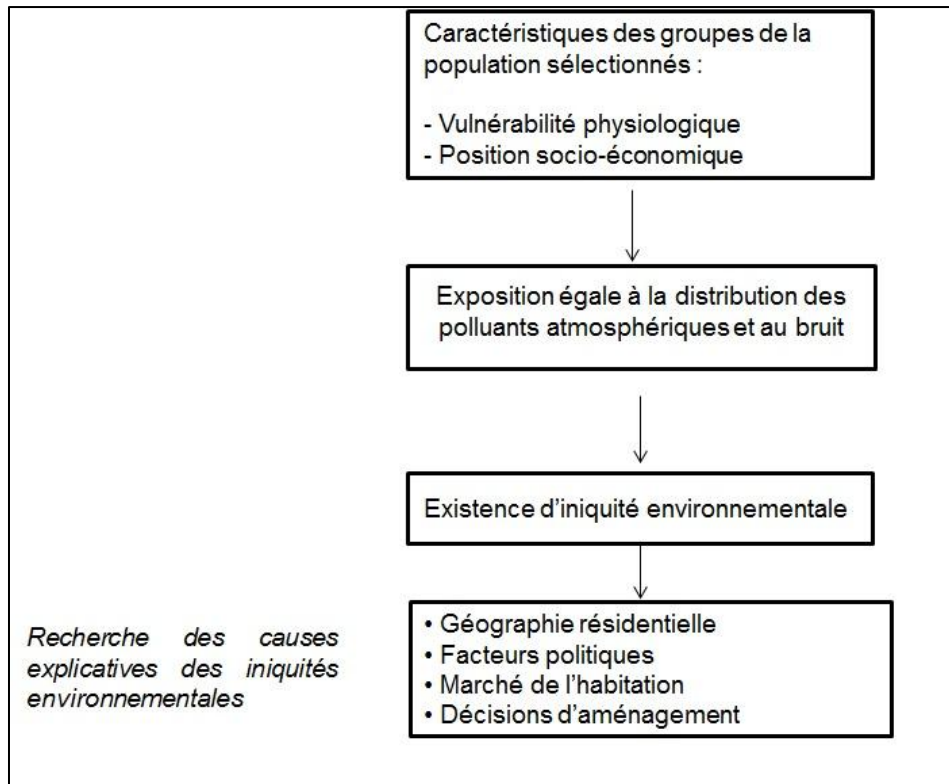


Figure 3 : Conceptualisation rattachée à l'équité environnementale pour la thèse

D'autre part, l'opérationnalisation du concept d'équité environnementale dans le cadre de ce doctorat nous oblige également à recourir aux techniques d'analyse spatiale et statistique les plus avancées de la littérature actuelle pour estimer les concentrations de polluants atmosphériques et les niveaux de bruit routier. En effet, la complexité qui découle de l'analyse de la dispersion spatiale des polluants atmosphériques et du bruit routier requiert l'utilisation des techniques géostatistiques les plus sophistiquées. La prise en considération des avancées méthodologiques dans les études en équité environnementale est donc essentielle afin d'estimer le mieux possible la concentration de ces nuisances dans les secteurs résidentiels des groupes de la population ciblés pour identifier de potentielles iniquités environnementales.

1.9 La géographie sociale des quatre groupes à l'étude

La connaissance de la géographie sociale de l'île de Montréal est ensuite essentielle dans la contextualisation des résultats observés, dans la thèse de doctorat. Tout d'abord, les moins de 15 ans sont plus présents dans des environnements urbains avec davantage de rues locales, et moins de rues de niveau supérieur. Depuis les années 1950, la présence des moins de 15 ans

est à la baisse dans les arrondissements centraux alors qu'elle a considérablement augmenté dans les banlieues des extrémités est et ouest de l'île de Montréal (Apparicio et al. 2010). Ces dernières se caractérisent par une faible densité urbaine et une faible diversité fonctionnelle – très majoritairement des maisons individuelles – et un type de réseau routier organisé afin de desservir les quartiers résidentiels, ce qui minimise la présence de grands axes de circulation. Ensuite, en s'appuyant sur une étude récente portant sur l'évolution de la répartition des personnes âgées à Montréal de 1981 à 2006, une décentralisation de ce groupe d'âge a été dénotée sur l'île de Montréal (Séguin, Apparicio et Negron 2013). Autrement dit, les personnes âgées sont de plus en plus dispersées sur le territoire de l'île et notamment, de plus en plus présentes dans les banlieues de la première couronne. Les axes majeurs de circulation sont, de leur côté, plus concentrés dans les arrondissements centraux de l'île de Montréal, secteurs géographiques dans lesquels les jeunes de 15 ans et moins, de même que les personnes de plus de 65 ans seraient moins présents depuis quelques décennies. De leur côté, les personnes à faible revenu et, dans une moindre mesure les individus appartenant à une minorité visible¹, sont présents dans de fortes proportions dans les arrondissements centraux de l'île de Montréal (Ades, Apparicio et Séguin 2012; Apparicio et Séguin 2006b; Séguin, Apparicio et Riva 2012). Or, ces derniers se caractérisent par une importante densité du réseau routier supérieur contrairement aux extrémités de l'île de Montréal, où il y a davantage de rues locales et peu d'axes majeurs de circulation. Les minorités visibles de l'île de Montréal sont toutefois davantage dispersées que les personnes à faible revenu sur le territoire alors que des concentrations significativement plus élevées de minorités visibles ont été mesurées dans certaines parties des arrondissements Rivière-des-Prairies-Pointe-aux-Trembles, LaSalle, Pierrefonds-Roxboro, de même que la municipalité de Dollard-des-Ormeaux (Apparicio, Charbonneau et Dussault 2006). Ces territoires se caractérisent d'ailleurs par des présences généralement moindres d'axes majeurs de circulation et d'autoroutes comparativement aux arrondissements centraux de l'île de Montréal. La justification quant à la sélection du groupe des minorités visibles est disponible à l'annexe 1.

¹ Il convient de différencier les immigrants et les minorités visibles. Ces dernières se rapportent à tous les individus non blancs exceptés les Amérindiens, soit les catégories du recensement des Chinois, des Asiatiques du Sud, des Philippins, des Latino-américains, des Noirs, des Arabes, des Coréens, des Japonais, des Asiatiques du Sud-Est, des Asiatiques de l'Ouest et des individus d'origine océanienne (Statistique Canada 2006). La catégorie de recensement des minorités visibles apparaît la mieux appropriée que celle de l'ensemble des immigrants afin d'évaluer l'existence d'iniquités environnementale étant donné que les études étasuniennes considèrent principalement les Afro-américains et les Hispaniques.

1.10 Question de recherche et hypothèse générale

Les sections précédentes ont rapporté que les personnes âgées et les enfants présentent des vulnérabilités particulières aux polluants atmosphériques et au bruit routier. Il a ainsi été rapporté que les moins de 15 ans sont à risque de développer différents types de maladies pulmonaires, des cancers infantiles et un retard dans leur développement cognitif en raison de leur exposition à des niveaux élevés de polluants atmosphériques et de bruit routier (Brugge, Durant et Rioux 2007; Gauderman et al. 2007; Houston et al. 2004; Rioux et al. 2010). Ce niveau de vulnérabilité à l'égard de ces nuisances environnementales est présent étant donné que les moins de 15 ans ont rarement complété leur développement physiologique et que la présence de diverses nuisances en concentrations suffisantes peut leur être nuisible (OMS 2010). Les 65 ans et plus sont également vulnérables d'un point de vue physiologique aux nuisances sélectionnées considérant qu'une proportion d'entre eux peut déjà être fragilisée au niveau de leur état de santé. Des études ont aussi montré que les 65 ans et plus exposés à des niveaux élevés de polluants atmosphériques provenant du trafic sont d'autant plus à risque de développer des maladies pulmonaires que d'autres individus du même âge demeurant à proximité de rues au niveau desquelles les débits de circulation sont plus faibles et ce, une fois les variables socio-économiques contrôlées (Smargiassi et al. 2006).

La littérature en équité environnementale a, de son côté, rapporté que les personnes à faible revenu sont disproportionnellement exposées à diverses nuisances compte tenu entre autres de leur plus faible capacité de payer, ce qui les contraindrait à demeurer au sein de milieux résidentiels de moindre valeur. En ce sens, Cesaroni *et al.* (2010), Smargiassi *et al.* (2006) et Houston et al. (2006; 2004) signalent que les personnes à faible revenu peuvent être plus susceptibles de se localiser à proximité des axes majeurs de circulation en raison du plus faible coût des logements dans ces zones. Feitelson (2002) signale de son côté que les personnes à faible revenu peuvent se localiser près d'axes majeurs de circulation afin d'avoir une meilleure accessibilité au transport collectif, considérant leur taux de motorisation généralement moins élevé que le reste de la population. Aux États-Unis, des études en équité environnementale ont aussi démontré que les minorités visibles étaient susceptibles d'être davantage exposées à des niveaux élevés de polluants (Chakraborty 2009; Collins et al. 2011; Grineski et Collins 2008) ou de se localiser près de générateurs de nuisances (Chakraborty 2006; Pastor, Sadd et Hipp 2001; UCC 1987). Des études réalisées au Royaume-Uni sur la pollution de l'air (Mitchell 2005;

Mitchell et Dorling 2003), en Nouvelle-Zélande (Kingham, Pearce et Zawar-Reza 2007) et sur le bruit routier (Brainard et al. 2004) ont également mesuré des iniquités environnementales à l'égard des minorités visibles, mais à des intensités moindres qu'aux États-Unis. En ce qui a trait au contexte canadien, à notre connaissance, peu d'études dans le domaine de l'équité environnementale ont mesuré des iniquités à l'égard des minorités visibles pour diverses nuisances environnementales, notamment en ce qui a trait à l'exposition aux polluants atmosphériques (Buzzelli et Jerrett 2004, 2007) ou de l'accessibilité aux parcs urbains (Apparicio et al. 2010). L'une des seules iniquités environnementales mesurées concerne l'exposition des Latino-américains d'Hamilton à des concentrations de polluants atmosphériques de type PM (Jerrett et al. 2001). Cela s'explique, selon Buzzelli et Jerrett (2004) par l'histoire de l'urbanisation canadienne qui n'est pas accompagnée d'une dimension raciale et que les degrés de ségrégation ethnique sont moins élevés au Canada qu'aux États-Unis. Le niveau de revenu de certaines minorités visibles et le fait que certaines d'entre elles subissent de la discrimination sur le marché locatif (Ledoyen 1992) pourraient cependant les confiner au sein d'espaces où le coût des logements et la demande sont moindres et ainsi être disproportionnellement représentées dans les zones importantes de cumul des nuisances.

À partir de l'ensemble de ces informations, la question générale de recherche, divisée en deux parties, se formule comme suit:

Est-ce que les personnes à faible revenu, les minorités visibles, les personnes âgées de 65 ans et plus et les enfants de moins de 15 ans qui résident sur l'île de Montréal subissent de l'iniquité environnementale quant à la concentration de polluants atmosphériques et au niveau de bruit routier mesurés dans leur secteur résidentiel ?

Est-ce que l'un ou plusieurs de ces groupes de la population sont surreprésentés dans les espaces résidentiels dans lesquels l'effet cumulatif de ces deux nuisances est maximal ?

Sur la base de la revue de la littérature effectuée et de la géographie sociale de l'île de Montréal, nous pouvons formuler l'hypothèse générale que les 15 ans et moins, de même que les 65 ans et plus se localiseront dans des secteurs où les concentrations de polluants atmosphériques, les niveaux de bruit routier sont plus faibles comparativement au reste de la population. À l'inverse, de par leur géographie résidentielle, les personnes à faible revenu, et dans une moindre mesure, les minorités visibles, sont plus susceptibles de résider dans des

milieux où les concentrations de polluants atmosphériques et les niveaux de bruit routier, de même que leurs effets cumulatifs, sont plus élevés par rapport au reste de la population.

1.11 Objectifs généraux de recherche

Cette thèse de doctorat est articulée autour de quatre objectifs. Le premier objectif de cette recherche est de déterminer, à partir de l'application de trois des principales techniques proposées dans la littérature sur la dispersion spatiale des polluants atmosphériques, si l'un ou l'autre des quatre groupes de la population considérés sur la base de la vulnérabilité ou de la susceptibilité sont significativement plus représentés dans les secteurs les plus pollués par cette nuisance sur l'île de Montréal. La réalisation de cet objectif permettra de répondre à la première partie de la question de recherche précédemment formulée. Ce premier objectif est le suivant:

- *Déterminer l'existence d'iniquité environnementale à l'égard de l'un des quatre groupes étudiés quant à la concentration estimée de polluants atmosphériques provenant du transport routier dans leur milieu résidentiel.*

Quelques auteurs du courant de l'équité environnementale se sont récemment intéressés à l'exposition des enfants à différents polluants compte tenu de leur vulnérabilité physiologique à ces nuisances. De plus, d'autres auteurs ont souligné la pertinence d'estimer les polluants auxquels les individus sont exposés au sein des environnements dans lesquels ceux-ci passent plusieurs heures consécutives. La seconde partie de cette thèse porte donc exclusivement attention aux enfants de 5 à 12 ans. Plus particulièrement, différents indicateurs de polluants atmosphériques sont calculés à proximité de l'ensemble des écoles primaires localisées sur l'île de Montréal. Le niveau de défavorisation socio-économique des écoles est ensuite inclus dans l'analyse afin de mesurer et d'analyser les variations des indicateurs de polluants lorsque mis en relation avec cette variable. Le second objectif de la thèse est le suivant:

- *Dresser un diagnostic d'équité environnementale afin de déterminer si les écoles primaires montréalaises les plus défavorisées sont caractérisées par des indicateurs de polluants plus défavorables que dans le cas des institutions plus favorisées.*

Le troisième objectif consiste à analyser la distribution spatiale du bruit routier sur une partie de l'île de Montréal et à poser un diagnostic d'équité environnementale afin de déterminer si l'un ou l'autre des groupes considérés sur la base de la vulnérabilité ou de la susceptibilité est plus

significativement présent dans les milieux les plus bruyants. La réalisation de cet objectif permettra de répondre à une partie de la question de recherche soulevée dans la sous-section précédente. L'objectif de recherche est formulé de la manière suivante :

- *Déterminer l'existence d'iniquité environnementale à l'égard de l'un des quatre groupes étudiés quant au niveau de bruit routier généré par le transport routier dans leur milieu résidentiel.*

Le dernier objectif vise à identifier les îlots urbains de l'île de Montréal où il y a à la fois de fortes concentrations de polluants atmosphériques et des niveaux élevés de bruit routier. L'attention est d'ailleurs portée sur les secteurs comptant également de fortes proportions de l'un ou l'autre des groupes considérés. Les individus résidant dans ces unités géographiques subissent ainsi un cumul d'aspects négatifs, ce qui peut s'avérer problématique pour leur santé et leur bien-être. La prise en considération de ces zones potentiellement problématiques de l'île de Montréal est également utile dans la mise en place de pistes d'intervention afin de corriger l'état de la situation que ce soit par l'aménagement d'écrans anti-bruit, le verdissement ou des normes plus restrictives dans la réglementation d'urbanisme. Les deux objectifs de cet article sont les suivants:

- *Identifier les secteurs géographiques caractérisés à la fois par les niveaux les plus élevés de polluants atmosphériques et de bruit routier;*
- *Déterminer si l'un ou l'autre des groupes à l'étude est surreprésenté dans les zones problématiques.*

1.12 L'organisation de la thèse de doctorat

Cette thèse de doctorat est donc composée de quatre articles scientifiques et d'un dernier chapitre portant sur la discussion générale de l'ensemble des résultats obtenus. Pour chacun des articles, les questions de recherche, les hypothèses et les objectifs spécifiques ainsi que les principaux résultats sont présentés. De plus, les données nécessaires au développement des indicateurs de polluants atmosphériques du bruit routier sont présentées respectivement aux annexes 2 et 3.

1^{er} article: Les méthodes utilisées pour analyser la dispersion spatiale des polluants atmosphériques et l'équité environnementale

Le premier article traite de l'un des enjeux majeurs en équité environnementale, soit l'utilisation de méthodes adéquates pour mesurer la dispersion spatiale des polluants atmosphériques afin de déterminer si l'un des groupes considérés est surreprésenté dans un environnement où la concentration spatiale de polluants atmosphériques est significativement plus élevée. Les trois principales méthodes, soit l'utilisation de la proximité aux axes majeurs de circulation, la modélisation mathématique et le *land-use regression* sont mobilisés et les résultats sont comparés entre eux. Deux questions de recherche sont explorées dans cet article.

- 1) Les mesures estimées par les trois techniques sont-elles similaires pour un même îlot urbain ou, au contraire, affichent-elles des écarts importants ?

La première hypothèse stipule que l'application de mesures distinctes amènera invariablement des résultats différents. Walker (2010), Maantay, Chakraborty et Brender (2010) et Kingham et Dorset (2011) ont souligné que l'association spatiale entre quelques groupes de la population et un phénomène environnemental peut varier considérablement entre une mesure prise directement comparativement à l'utilisation de *proxy*, tel que la proximité. Bowen (2002) a également mentionné, à partir d'une revue de la littérature, que les résultats varient selon l'échelle et la méthode utilisées.

- 2) Malgré leurs particularités respectives, ces trois types de mesures conduisent-ils à des résultats différents lorsqu'il s'agit d'évaluer l'équité environnementale à l'égard des groupes de population susceptibles de se localiser dans les zones les plus polluées et des groupes vulnérables à la pollution atmosphérique ?

La seconde hypothèse stipule que le diagnostic en matière d'équité environnementale variera selon la technique utilisée. Anderton *et al.* (1994) ont d'ailleurs fait la démonstration que l'utilisation de techniques et de paramètres de mesure distincts peut mener à des résultats différents en termes de diagnostic d'équité environnementale pour une même situation. Malgré les différences envisagées dans le diagnostic en équité environnementale, il est probable que les personnes à faible revenu et que les minorités visibles soient plus présentes dans les milieux les plus pollués compte tenu de leur concentration élevée dans les arrondissements centraux de l'île de Montréal caractérisés par plus une forte densité du réseau routier supérieur que dans ses extrémités.

Le premier objectif de l'article consiste à mesurer et analyser les écarts observés selon la méthode utilisée dans la mesure de concentration des polluants atmosphériques à l'échelle des îlots urbains de l'île de Montréal. Diverses méthodes statistiques sont donc déployées afin de déterminer si l'utilisation de l'une ou l'autre des méthodes engendre des résultats distincts. Le second objectif est de dresser un diagnostic en termes d'équité environnementale afin de mesurer si les concentrations des polluants atmosphériques provenant du transport routier sont significativement plus élevées dans le milieu résidentiel de l'un ou l'autre des quatre groupes par rapport au reste de la population.

2^e article : La qualité de l'air à proximité des écoles primaires

Le second article se rapporte à la construction d'indicateurs de polluants basés sur la proximité aux axes majeurs de circulation et à la concentration de NO₂ à l'échelle des îlots urbains de l'île de Montréal et des zones de proximité des écoles primaires. Cet article a été réalisé dans l'optique d'analyser spécifiquement l'état de la situation pour les enfants de 5 à 12 ans qui sont particulièrement vulnérables aux conséquences de la pollution de l'air.

La question de recherche est la suivante :

- 1) Est-ce que les écoles primaires du quintile maximal de défavorisation socio-économique sont plus susceptibles d'être localisées dans des milieux plus pollués par le NO₂ comparativement aux écoles des quintiles plus favorisés ?

L'hypothèse est que les écoles socio-économiquement défavorisées seront plus présentes dans des secteurs plus pollués en s'appuyant sur des études similaires déjà réalisées ailleurs au Canada (Amram et al. 2011), en Suède (Chaix et al. 2006) ou aux États-Unis (Chakraborty et Zandbergen 2007; Wu et Batterman 2006).

Le principal objectif de cet article, tel que précédemment mentionné, consiste à effectuer un diagnostic d'équité environnementale afin de déterminer si les écoles primaires ayant les niveaux de défavorisation socio-économique les plus élevés montrent des indicateurs de polluants plus défavorables que celles localisées dans les zones les plus aisées.

3^e article : La distribution spatiale du bruit routier sur l'île de Montréal

Le troisième article porte sur l'analyse de la dispersion spatiale du bruit routier sur l'île de Montréal. Un indicateur du niveau de bruit routier en décibels (dB(A)) est construit et appliqué à l'échelle de l'îlot urbain. La question de recherche est la suivante :

- 1) Les personnes à faible revenu, les minorités visibles, les jeunes de moins de 15 ans et les personnes âgées de 65 ans et plus sont-ils surreprésentés dans les secteurs dans lesquels le niveau de bruit s'avère plus élevé ?

Considérant que le niveau de bruit routier est plus élevé à proximité des axes majeurs de circulation, l'hypothèse stipule que les personnes à faible revenu et les minorités visibles sont plus susceptibles de résider dans des îlots urbains où le niveau de bruit routier est plus élevé par rapport au reste de la population. En effet, ces deux groupes sont davantage concentrés dans les arrondissements près du centre-ville dans lesquels les principaux axes de circulation de l'île de Montréal se concentrent. Quant aux jeunes de 15 ans et moins, ils résident dans des environnements urbains avec davantage de rues locales, de même que moins de rues de niveau supérieur. Depuis les années 1950, la présence des moins de 15 ans est à la baisse dans les arrondissements centraux alors qu'elle a considérablement augmenté dans les banlieues des extrémités de l'île de Montréal (Apparicio et al. 2010). En ce sens, le niveau de bruit routier devrait être moins élevé dans l'environnement résidentiel des 15 ans et moins. Enfin, il est également probable que les 65 ans et plus qui résident sur l'île de Montréal ne subissent pas non plus d'iniquité environnementale compte tenu de l'évolution de la répartition des personnes âgées à Montréal de 1981 à 2006, car ce groupe de la population est de plus en plus dispersé sur le territoire de l'île et notamment, plus présent dans les banlieues de la première couronne (Séguin, Apparicio et Negron 2013).

L'objectif principal de l'article est donc de poser un diagnostic d'équité environnementale afin de déterminer si l'un ou l'autre des groupes considérés sur la base de la vulnérabilité ou de la susceptibilité résident dans des îlots urbains où le niveau de bruit routier est significativement plus élevé par rapport au reste de la population.

4^e article : Le cumul des nuisances environnementales

Le dernier article combine les indicateurs créés dans les premier et troisième articles. Il porte ainsi sur l'analyse de l'effet cumulatif des deux nuisances considérées à l'échelle des îlots urbains. La question de recherche de cet article est la suivante :

- 1) Les îlots urbains situés dans les quintiles maximaux des polluants atmosphériques et du bruit routier sont-ils caractérisés par une surreprésentation des personnes à faible revenu, des minorités visibles, des jeunes de moins de 15 ans et des 65 ans et plus ?

L'hypothèse stipule que les îlots urbains qui seront caractérisés par de fortes concentrations de nuisances environnementales se localiseront vraisemblablement dans les arrondissements centraux de l'île de Montréal considérant l'importance du réseau routier supérieur. En raison de la géographie sociale de l'île de Montréal, nous anticipons donc que les îlots se retrouvant dans la classe dite problématique seront composés par une proportion plus importante de personnes à faible revenu et dans une moindre mesure, par des individus appartenant à une minorité visible. À l'inverse, il devrait donc y avoir très peu d'îlots urbains problématiques caractérisés par de fortes proportions de jeunes de moins de 15 ans et de personnes âgées de 65 ans et plus.

Le premier objectif de cet article est de déterminer si l'un des quatre groupes étudiés est surreprésenté dans les îlots urbains problématiques par rapport au reste de la population. Le second objectif se rapporte quant à lui à l'identification des îlots urbains présents dans les zones problématiques.

Discussion sur les résultats obtenus

Un court chapitre de discussion est ensuite ajouté afin d'aborder quelques pistes d'explications potentielles nouvelles quant aux résultats observés dans les quatre articles de la thèse. Une description du réaménagement de quelques tronçons autoroutiers de l'île de Montréal et les conséquences de la pollution de l'air et du bruit routier sur les valeurs résidentielles sont brièvement présentées afin d'identifier certaines des causes potentielles quant à la surreprésentation ou non de l'un ou l'autre des groupes dans les zones les plus polluées par le transport routier.

La synthèse

Le chapitre de la synthèse reprend premièrement l'ensemble des résultats obtenus dans les quatre articles scientifiques afin de déterminer l'existence ou non d'iniquités environnementales pour l'un ou l'autre des groupes étudiés. Une attention est notamment portée sur la géographie sociale des quatre groupes à l'étude. Ensuite, les résultats de quelques études ayant porté sur l'accessibilité aux ressources urbaines et la présence d'éléments bénéfiques sont présentés afin de déterminer s'il y a réellement une forme d'iniquité environnementale pour l'un ou l'autre des groupes considérés dans le contexte montréalais. Enfin, les limites et les pistes de recherche futures complètent ce chapitre.

1.13 Les retombées de la thèse de doctorat

La répartition des ressources urbaines et de la concentration spatiale des polluants demeure peu explorée sous l'angle de l'équité environnementale dans le contexte canadien. Parmi les quelques études canadiennes recensées dans une optique d'équité environnementale, notons celles ayant analysé la répartition des parcs (Apparicio et al. 2010; Smoyer-Tomic, Hewko et Hodgson 2004), des commerces alimentaires (Apparicio, Cloutier et Shearmur 2007; Smoyer-Tomic, Spence et Amrhein 2006), de la végétation urbaine (Pham et al. 2012) et de la pollution de l'air (Buzzelli et Jerrett 2004, 2007; Jerrett et al. 2007). La contribution principale de cette thèse repose sur l'identification potentielle d'iniquités environnementales, à l'aide de méthodes avancées, pour deux nuisances et leur effet cumulatif dans le contexte montréalais, ce qui a été seulement effectué pour la pollution de l'air à l'aide d'une seule méthode statistique par Crouse et al. (2009). Les contributions spécifiques de chacun des articles sont présentées ci-dessous.

Contributions de l'article 1

Le premier article présente une comparaison des résultats liés à l'application de différentes méthodes utilisées pour analyser la dispersion spatiale des polluants atmosphériques. La pollution de l'air s'avère un sujet d'intérêt dans la littérature en équité environnementale considérant la multitude d'études qui ont été produites à ce sujet depuis la fin des années 1990 et ce, jusqu'à l'heure actuelle. Des études sur la qualité de l'air ont d'ailleurs été effectuées, depuis le début des années 2000, dans plusieurs pays d'Europe, en Nouvelle-Zélande, de même qu'ailleurs au Canada. Cependant, bien que plusieurs auteurs mentionnent les différences statistiques potentielles liées à l'application d'une des méthodes suivantes, soit la méthode basée sur la proximité aux axes majeurs de circulation, à la modélisation mathématique ou à l'application du *land-use regression*, aucune étude, à notre connaissance, n'a été en mesure d'en faire la démonstration. La première contribution de cet article repose sur la démonstration statistique des écarts potentiels liés à l'application de l'une ou l'autre des méthodes dans l'élaboration d'un diagnostic d'équité environnementale sur la pollution de l'air. Les résultats de l'article peuvent ainsi contribuer à la discussion entamée depuis quelques années par certains auteurs portant sur la pertinence d'utiliser des *proxy* pour mesurer la pollution de l'air. La seconde contribution de cet article se rapporte à l'intérêt porté pour deux groupes vulnérables aux polluants atmosphériques, soit les enfants et les personnes âgées, qui

ont été peu considérés dans la littérature en équité environnementale malgré leur vulnérabilité physiologique aux éléments négatifs de leur milieu.

Contributions de l'article 2

Les études en équité environnementale ont généralement porté sur les personnes à faible revenu et les minorités visibles, principalement les Afro-américains et les Hispano-américains. Récemment, la littérature en équité environnementale s'est intéressée à l'analyse des impacts sur la santé d'une concentration élevée de polluants pour les groupes de la population les plus vulnérables. Les enfants, de par leurs caractéristiques physiologiques, ont ainsi retenu l'attention bien que peu d'études font état de la situation pour ce groupe. La première contribution de cet article se situe dans la construction d'indicateurs précis afin de mesurer la concentration de polluants dans un milieu où les enfants passent une partie importante de leur journée, soit l'école. Ensuite, les études en équité environnementale ont souvent analysé les différences d'exposition aux polluants et à l'accessibilité aux ressources urbaines entre différents groupes de la population. Cependant, peu d'attention a été donnée aux différences mesurées à l'intérieur d'un même groupe selon des caractéristiques propres à celui-ci. La seconde contribution de cet article se rapporte donc à la mesure des différences de concentration de polluants atmosphériques autour des écoles primaires déterminées en fonction de leur niveau de défavorisation socio-économique, ce qui a rarement été effectué dans la littérature en équité environnementale. Les résultats qui découlent du différentiel d'exposition de ce groupe viennent également apporter une information supplémentaire en ce qui a trait aux analyses du premier article de cette thèse.

Contributions de l'article 3

La modélisation du bruit routier est un sujet d'intérêt dans la littérature en équité environnementale depuis quelques années. Les conséquences physiologiques qui découlent d'une exposition à un niveau de bruit élevé peuvent engendrer plusieurs effets négatifs pour les groupes de la population les plus vulnérables. Contrairement à la pollution de l'air, les études sur le bruit routier réalisées dans une optique d'équité environnementale arrivent à des résultats variés, parfois même contradictoires. Deux contributions sont donc associées à cet article. Premièrement, celui-ci contribue à alimenter la discussion théorique récemment entamée sur la dispersion spatiale du bruit routier dans une optique d'équité environnementale. Deuxièmement, le diagnostic d'équité environnementale relatif au bruit routier a été effectué à l'aide des

méthodes statistiques les plus avancées et rejoint, par le fait même, les dernières innovations méthodologiques dans ce domaine d'étude.

Contributions de l'article 4

Plusieurs auteurs dans le domaine de la justice et de l'équité environnementale, dont le géographe Gordon Walker, ont signalé que les études dans ce domaine ont généralement porté attention sur un seul élément de l'environnement urbain, alors que la population est simultanément exposée à une multitude d'aspects négatifs ou positifs. L'analyse de l'aspect cumulatif des éléments de l'environnement urbain n'a pratiquement pas été abordée dans la littérature en équité environnementale. Le quatrième article se penche ainsi sur l'effet cumulatif des polluants atmosphériques et du bruit routier dans 14 des 19 arrondissements de l'île de Montréal. La contribution de cet article se situe notamment dans la présentation d'un portrait plus complet de la situation en termes d'équité environnementale pour les quatre groupes de la population considérés. Les résultats qui découlent de cet article permettront également de cibler précisément les secteurs qui cumulent des éléments de l'environnement urbain amenuisant la qualité de vie et le bien-être de la population concernée. Enfin, les analyses effectuées dans cet article ouvrent également la voie à de nouvelles avenues de recherche.

CHAPITRE 2: ARTICLE 1

Title: The application of three methods to measure the statistical association between different social groups and the concentration of air pollutants in Montreal: a case of environmental equity

Journal: Transportation Research Part D

Authors and affiliations

Mathieu Carrier, PhD candidate* - Corresponding author
385 rue Sherbrooke Est, Montréal (Québec), Canada
H2X 1E3
mathieu.carrier@ucs.inrs.ca
(514) 499-8249

Philippe Apparicio, PhD
385 rue Sherbrooke Est, Montréal (Québec), H2X 1E3
philippe.apparicio@ucs.inrs.ca

Anne-Marie Séguin, PhD
385 rue Sherbrooke Est, Montréal (Québec), H2X 1E3
Anne-marie.seguin@ucs.inrs.ca

Dan Crouse, PhD
805 rue Sherbrooke Ouest, Montréal (Québec), H3A 0B9
McGill University
dlcrouse@gmail.com

Référence complète de l'article:

Carrier, M., Apparicio, P., Séguin, A-M. et Crouse, D. (2014) The application of three methods to measure the statistical association between different social groups and the concentration of air pollutants in Montreal: A case of environmental equity, Transportation Research Part D, 30, 38-52.

[DOI:10.1016/j.trd.2014.05.001](https://doi.org/10.1016/j.trd.2014.05.001)



Contents lists available at ScienceDirect

Transportation Research Part D

journal homepage: www.elsevier.com/locate/trd

The application of three methods to measure the statistical association between different social groups and the concentration of air pollutants in Montreal: A case of environmental equity



Mathieu Carrier^{a,*}, Philippe Apparicio^a, Anne-Marie Séguin^a, Dan Crouse^{b,1}

^a Centre Urbanisation Culture Société, Institut national de la recherche scientifique, 385 Sherbrooke Street East, Montréal, Québec H2X 1E3, Canada

^b Department of Geography, 805 Sherbrooke Street West, Montréal, Québec, H3A 0B9, Canada

ARTICLE INFO

Keywords:
Environmental equity
Air pollution
Transportation
Pollutant indicators
GIS

ABSTRACT

Analyzing the spatial dispersion of pollutants has led researchers to develop measures in order to determine whether certain population groups are disproportionately exposed to these hazards. A proxy of the distance from major roads, mathematical modelling, and exposure as established by pollutant measurement are three of the main techniques developed to determine environmental inequity with regard to a particular group in the broader population. A number of the studies performed have concluded that the low-income population and, to a lesser extent, visible minorities tend to reside in the most polluted areas. The main objective of this article is to compare the results obtained from three techniques for analyzing the spatial concentration of pollutant emissions on the Island of Montreal. The second objective is to determine whether groups vulnerable to air pollutants—namely, individuals under 15 years old and the elderly—and those who tend to be located in the most polluted areas—i.e., visible minorities and the low-income population—are affected by environmental inequities associated with air pollution. The results obtained from the three techniques for evaluating environmental equity firstly show that there are differences between these techniques. Secondly, they show that the groups selected based on age are not affected by environmental inequities. Finally, they indicate that the low-income population and, to a lesser extent, visible minorities in Montreal more frequently live near major roads and in areas with higher pollutant concentrations.

© 2014 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

In urban areas, vehicular exhaust along transportation networks is the primary source of ambient air pollution, including nitrogen oxides (NO_x) and, to a lesser degree, carbon monoxide (CO) and particulate matter (PM). Both short- and long-term exposure to urban air pollution can be harmful to human health (Brunekreef and Holgate, 2002). Moreover, living within 200 m of a major road is considered a potential risk to cardiovascular health (Brugge et al., 2007; Rioux et al., 2010), and for the development of asthma (Jerrett et al., 2008; McConnell et al., 2006) and lung development deficits among children

* Corresponding author. Tel.: +1 514 499 4046.

E-mail addresses: mathieu.carrier@ucs.inrs.ca (M. Carrier), drcrouse@gmail.com (D. Crouse).

¹ Tel.: +1 514 398 4111.

Abstract

Analyzing the spatial dispersion of pollutants has led researchers to develop measures in order to determine whether certain population groups are disproportionately exposed to these hazards. A proxy of the distance from major roads, mathematical modelling, and exposure as established by pollutant measurement are three of the main techniques developed to determine environmental inequity with regard to a particular group in the broader population. A number of the studies performed have concluded that the low-income population and, to a lesser extent, visible minorities tend to reside in the most polluted areas. The main objective of this article is to compare the results obtained from three techniques for analyzing the spatial concentration of pollutant emissions on the Island of Montreal. The second objective is to determine whether groups vulnerable to air pollutants—namely, individuals under 15 years old and the elderly—and those who tend to be located in the most polluted areas—i.e., visible minorities and the low-income population—are affected by environmental inequities associated with air pollution. The results obtained from the three techniques for evaluating environmental equity firstly show that there are differences between these techniques. Secondly, they show that the groups selected based on age are not affected by environmental inequities. Finally, they indicate that the low-income population and, to a lesser extent, visible minorities in Montreal more frequently live near major roads and in areas with higher pollutant concentrations.

Keywords: environmental equity, air pollution, transportation, pollutant indicators, GIS

Highlights

- Three techniques are used to measure air pollution in residential areas
- We compare the results obtained from the three techniques
- We determine whether the selected groups tend to live in polluted areas
- The environmental equity assessment varies according to the three techniques
- The low-income population tend to be located in the most polluted areas

2.1 Introduction

In urban areas, vehicular exhaust along transportation networks is the primary source of ambient air pollution, including nitrogen oxides (NO_x) and, to a lesser degree, carbon monoxide (CO) and particulate matter (PM). Both short- and long-term exposure to urban air pollution can be harmful to human health (Brunekreef and Holgate, 2002). Moreover, living within 200 metres of a major road is considered a potential risk to cardiovascular health (Brugge et al., 2007; Rioux et al., 2010), and for the development of asthma (Jerrett et al., 2008; McConnell et al., 2006) and lung development deficits among children (Gauderman et al., 2007). Previous studies have argued that the combination of socioeconomic inequalities and exposure to air pollutants contributes to physiological vulnerability among members of low-income households (Brulle and Pellow, 2006; Kohlhuber et al., 2006; O'Neill, 2007). Other studies have noted that the health impacts of pollution are greater among children and the elderly. Indeed, children are more vulnerable to the effects of exposure to air pollutants because their organs and nervous systems are not fully developed (Bolte et al., 2009) and they breathe in more air per unit of body mass (Landrigan et al., 2004). In the case of the elderly, this vulnerability to air pollution is heightened due to their reduced immunity to disease particularly as a result of the aging of their vital organs. In addition, because children and the elderly are less mobile, they are more confined to their residential environments (Day, 2010; Greenberg, 1993; Philipps et al., 2005). If these environments offer poor conditions, these groups will be more affected than those in other age categories.

2.1.1 Environmental equity and air quality

The literature on environmental equity focuses especially on the distribution of nuisances and resources, which, because of the unequal spatial distribution of different social groups, leads to an increased exposure to risks or to less access to beneficial elements for certain populations. The current view associated with environmental equity can be defined as follows: “Environmental justice policies seek to create environmental equity: the concept that all people should bear a proportionate share of environmental pollution and health risk and enjoy equal access to environmental amenities” (Harner et al., 2002). Studies performed in various countries have shown that low-income households tend to be exposed to substantially higher levels of ambient pollution than more affluent households, even though they have fewer vehicles

(Brainard et al., 2002; Chakraborty, 2009; Kingham et al., 2007; Morello-Frosch et al., 2001). Results from environmental equity research related to ethnic minorities vary between countries and by context (Ringquist, 1997). For example, in the United States, a number of studies (e.g., (2009; 2002; 2001) have shown positive associations between the presence of ethnic minorities and concentrations of air pollutants. In Canada, however, with the exception of Latin Americans in Hamilton, Buzzelli and Jerrett (2004, 2007) found no relationship between the proportions of ethnic minorities and concentrations of ambient pollution in the cities of Hamilton and Toronto. In a previous study in Montreal, Crouse et al. (2009b) found only weak positive associations between exposure to nitrogen dioxide (NO₂) and the percentage of visible minorities at the census tract level. Despite their physiological vulnerability to exposure to air pollution, the categories of children and the elderly have been addressed less often in environmental equity studies. Chaix et al. (2006) have nonetheless reported that children under 15 years old from low-income households in Malmö, Sweden, were in general exposed to higher NO₂ levels than children of the same age with higher socioeconomic status. As for the population over 65 years of age, Brainard et al. (2002), Mitchell and Dorling (2003), and Chakraborty (2009) found no environmental inequity experienced by children in relation to air pollution exposure in Birmingham (United Kingdom) and Tampa Bay (United States). Collins et al. (2011), on their part, examined disparities linked to risks of cancer from pollutant emissions in El Paso, Texas, and concluded that Hispanics aged 65 and older were more likely to develop various health problems compared with the white population of the same age. So, studies on children and the elderly have arrived at different conclusions in different geographical contexts.

2.1.2 Local measurements of air pollution

In the past 20 years or so, various methodological approaches have been proposed for evaluating pollutant exposure among vulnerable groups by using spatial analysis methods. First among these is proximity to sources that generate air pollutants, an approach that has often involved defining “buffer zones” ranging from 0 to 300 metres (m) around major roads (Amram et al., 2011; Bae et al., 2007; Cesaroni et al., 2010; Chakraborty, 2006; Chakraborty et al., 1999; Green et al., 2004; Gunier et al., 2003; Houston et al., 2006; Jacobson et al., 2005) or creating density indices based on road network hierarchy (Houston et al., 2004). To evaluate environmental equity, logistic regression is often modelled with a binary dependent variable indicating whether a census tract or city block is located at least n metres from a section of

highway (200 m, for example), and with independent variables describing the proportions of targeted groups (e.g., ethnic minorities) within buffers of various radii. This approach has come under criticism, however, as the use of a binary variable may conceal substantial variations in exposure in terms of concentration. Two different city blocks may, for instance, be located within 200 m of a highway: one at 10 m, and the other at 190 m. Furthermore, some blocks may be located at the same distance from the highway (50 m, for example), but be surrounded by very different overall lengths of highway sections within a 200-metre radius. To solve this problem, some authors (Apparicio et al., 2008; Gunier et al., 2003; Houston et al., 2004; Rioux et al., 2010) recommend creating density indices, based on either traffic volume or roadway hierarchy.

The second most frequently used technique is mathematical modelling. This approach consists in estimating pollutant concentrations based on data relating to traffic volumes as well as meteorological information such as temperature, wind force, and wind direction (Kingham and Dorset, 2011). The advantage of this technique is that it enables the generation of a spatial dispersion map for air pollutants on a large scale: for example, a given city. However, some authors, such as Kingham and Dorset (2011), point out that the accuracy of these models can vary significantly depending on the data and parameters integrated into the model, and particularly according to meteorological factors. A few studies have used a mathematical dispersion model to study environmental equity. Their general aim is to measure statistical associations between pollutant levels such as PM₁₀ (Kingham et al., 2007; Pearce and Kingham, 2007), NO₂ (Brainard et al., 2002; Chaix et al., 2006; Kruize et al., 2007; Mitchell and Dorling, 2003), or several pollutants (Briggs et al., 2008) obtained through modelling, on the one hand, and several variables related to deprivation and to proportions of ethnic minorities or children, on the other. To this end, several statistical methods have been used, including regression models, and nonparametric tests. The final technique consists in constructing spatial statistical or geostatistical models to predict pollutant concentrations for an entire territory based on locations where pollutants are measured using samplers (most often for NO₂) over a given period. NO₂ is the pollutant most often used to measure pollution concentrations generated by road transportation, since it has high co-locational association with other types of pollutants such as PM and CO (Beckerman et al., 2008; Wheeler et al., 2008). Once the pollution measurements are collected at n points across a study area, several different kinds of models can be used to generate a surface map, including geostatistical interpolation methods such as kriging (Buzzelli and Jerrett, 2004; Jerrett et al., 2001), or land-use regression (Crouse et al., 2009a; Jerrett et al., 2007). The advantage of this spatial modelling, as Kingham and Dorset (2011) have noted, is

that it allows pollutants to be measured at a much finer scale, and at relatively low cost. However, the technique has no longitudinal scope since it is based on pollution data measured at a specific time and under conditions specific to the time of sampling.

2.2 Research questions and objectives

A few authors have highlighted the fact that the spatial association between certain groups and an environmental phenomenon may be different if a measure is taken directly versus provided through a proxy (Kingham and Dorset, 2011; Maantay et al., 2010; Walker, 2010). Bowen (2002) also showed that the results could be different depending on the scale and the method used. Most et al. (2004) analyzed the impacts of spatial scale and population assignment choices in an excessive noise case in the United States. Their findings reported that the results vary according to the methodological choices (Most et al., 2004). In light of these studies, we can say that the methodological choices directly influence the environmental equity assessment. We therefore present here an evaluation of environmental equity related to pollution exposure in Montreal using the three abovementioned techniques. To our knowledge, no previous studies have applied all three techniques in a single study area to evaluate whether they produce different results in terms of an environmental equity assessment of air pollution. It is clear that all three approaches have distinct advantages and disadvantages. In light of this literature review, two research questions have emerged. First, across city blocks, how similar are the estimates obtained from the three techniques? Second, despite their respective particularities, do these three types of exposure estimates produce substantially different results in terms of environmental equity for population groups that are vulnerable to exposure to ambient air pollution (specifically, the low-income population, visible minorities, children, and the elderly)? The first objective is to compare the results obtained from the three techniques for analyzing the spatial concentration of transportation-related pollutant emissions on the Island of Montreal. The second objective is to determine whether groups vulnerable to air pollutants—namely, individuals under 15 years old and the elderly—and those who are usually studied—i.e., visible minorities and the low-income population—are affected by environmental inequities associated with air pollution. To address these questions, we define our study area, the targeted groups, our data sources, and the methods of statistical analysis used. Finally, we discuss our results according to the local geography of Montreal and based on the literature on environmental equity.

2.3 Methodological approach

2.3.1 Study area, targeted groups, and scale of analysis

This study focuses on the Island of Montreal (Canada), which, in 2006, was home to 1.85 million people spread across 499 km². This territory is the central part of the Montreal census metropolitan area (CMA), which is the second most populous metropolis in Canada (with 3.92 million inhabitants). The Island of Montreal represents the most densely populated area of the CMA (Figure 1). We have only considered the Island of Montreal because air pollution data were only available for that geographic area. The Island of Montreal is also an area of interest due to the presence there of the primary sources of pollutants from the road transportation network that enables users to travel to the metropolitan area's main employment centres, in particular (Crouse et al., 2009b). It is also important to analyze the spatial distribution of environmental nuisances from road transportation given the continual increases in traffic volumes on the Island of Montreal's main road network since the 1990s (MTQ, 2013). Finally, the socioeconomic profile of the population of the Island of Montreal differs from that in the metropolitan area's suburbs, in that it includes higher proportions of low-income individuals and visible minorities.

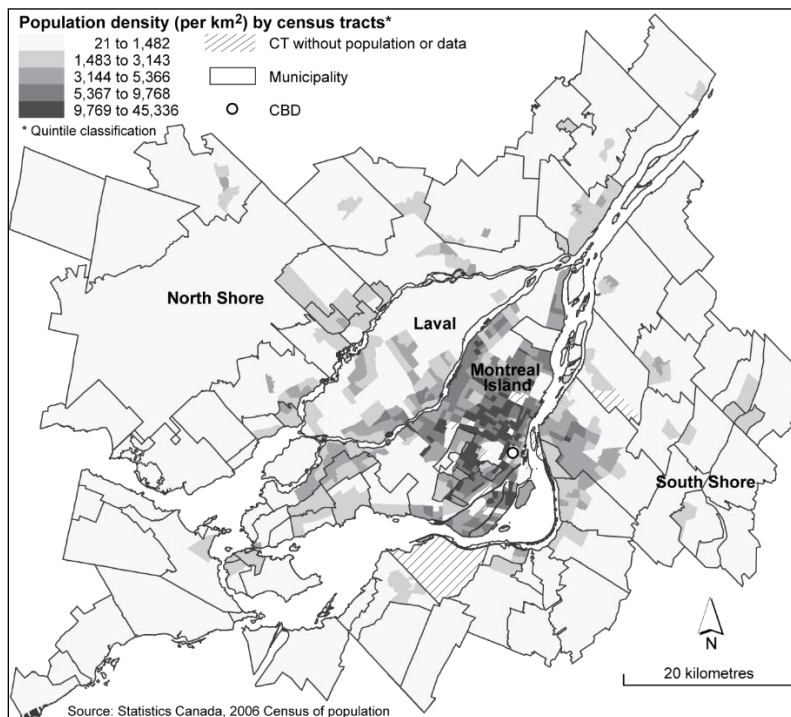


Figure 1. Study Area

Research in the field of environmental justice initially concentrated on the presence of environmental hazards in neighbourhoods dominated by poor populations or specific racial groups. Today, researchers are introducing new social categories (Walker, 2009) defined by age, level of disability, or gender (Buckingham and Kulcur, 2009). Walker (2009) suggests that different categories of people be taken into account, especially owing to differentiated vulnerabilities that vary from one group to another.

Our analysis of environmental equity focuses on the low-income population, visible minorities, children under 15 years old, and people aged 65 and older. The first variable represents individuals living in households spending 20% or more of their total before-tax income on food, shelter and clothing, compared with the average Canadian equivalent household (Statistics-Canada, 2006). Visible minorities refer to “persons, other than Aboriginal peoples, who are non-Caucasian in race or non-white in colour” (Statistics Canada, 2006: 116). The numbers of individuals in these groups and for the total population were extracted by Statistics Canada from the 2006 census at the “Dissemination Area” (DA) scale. The DA is the most accurate unit of analysis on which socioeconomic data are available. Generally, 400 to 700 people reside in a DA, and this spatial unit corresponds to a small area composed of one or more neighbouring blocks (Statistics-Canada, 2011).

Determining the existence of environmental inequity for a given group requires analysis at a fine spatial scale, since pollution levels can vary greatly at the scale of a neighbourhood. As a result, we selected the city block (dissemination block) as a spatial unit of analysis. Generally, a city block has a population of less than 300 people, and a few of these spatial units are included in one DA. It should be noted, however, that Statistics Canada only provides data on the total population and the number of dwellings at the city block scale. To address this issue, we estimated the numbers of each group consistent with the approach recently put forward by Pham et al. (2012) at the city block level:

$$t_i = t_a \frac{T_i}{T_a}$$

where t_i represents the estimated population of the group (the low-income population, for example) in the block, t_a the group’s population in the dissemination area, and T_i and T_a the total population in the block and in the dissemination area respectively. The summary statistics for the socioeconomic variables analyzed at the city block level are reported in Table 1.

Table 1. Univariate statistics of studied groups at the city block scale

Groups	Abbr.	N	Mean	S.D.	Min	Median	Max
0-14 years old	Pop014	10,249	27.40	31.35	0.00	19.00	676.00
65 years old and over	Pop65	10,249	26.95	50.43	0.00	16.00	1810.00
Visible minorities	VisMin	10,249	43.91	80.60	0.00	18.00	1481.00
Low-income population	LowInc	10,249	50.84	80.97	0.00	24.00	1641.00
0-14 years old (%)	Pop014Pct	10,249	15.91	5.35	0.00	15.97	41.38
65 and over (%)	Pop65Pct	10,249	14.92	8.37	0.00	13.92	95.15
Visible minorities (%)	VisMinPct	10,249	21.11	16.52	0.00	17.31	96.60
Low-income population (%)	LowIncPct	10,249	23.69	16.17	0.00	21.26	94.42

2.3.2 Air pollution indicators

We constructed three kinds of air pollution indicators for the Island of Montreal. The first kind of indicators is based on the typology of Montreal's roads and highways produced in 2006. The second group of indicators is based on a mathematical model developed by the Quebec Ministry of Transportation in 2011. The third type of indicators was developed by using a land-use regression model created in 2006 at a fine spatial resolution. We describe these three categories of indicators below. The summary statistics for the air pollution indicators calculated at the city block level are reported in Table 2.

Table 2. Univariate statistics of the pollutant indicators at the city block scale

Indicator	Abbr.	N	Mean	S.D.	P25	P50	P75
Proximity indicators to major roads							
A. Highways (metres)	Highways	10249	30.88	133.03	0.00	0.00	0.00
B. Collectors or arterials (metres)	CollExp	10249	391.52	374.76	0.00	352.31	660.50
C. Highways and collectors (metres)	HCE	10249	422.40	417.47	0	361.90	692.36
Pollutant indicators from MOTREM model							
D. CO concentration	CO	9023	3331.91	6272.85	876.08	1634.51	3113.98
E. NO _x concentration	NO _x	9023	362.62	756.87	86.78	157.75	312.81
F. PM _{2.5} concentration	PM _{2.5}	9023	6.97	14.40	1.62	2.97	5.95
Pollutant indicator from land-use regression							
G. NO ₂ concentration	NO ₂	10249	11.80	2.63	9.79	11.37	13.77

S.D.: Standard deviation; P25: first quartile; P50: median; P75: third quartile.

2.3.2.1 Indicators of proximity to major roads

To construct our first type of indicators of exposure to ambient pollution, we proceeded as follows. Based on road network data for the Island of Montreal (Geobase), we constructed

indices of road typology in buffer zones within a 200-metre radius of the centroids of city blocks, specifically: 1) the lengths of highway sections within the buffer zone; 2) the lengths of secondary roads—collector, arterial and express roads—within the buffer zone; and, finally, 3) the lengths of highways and secondary roads within the buffer zone.

The selected distance was 200 m, since the effects of air pollutants are rarely experienced beyond this distance (Brugge et al., 2007). It is also worth noting that to improve the accuracy of these measurements, the location of the city block centroid was adjusted according to the occupation of residential land, as illustrated in Figure 2. These operations were performed in GIS using ArcGIS version 10 (ESRI, 2011).

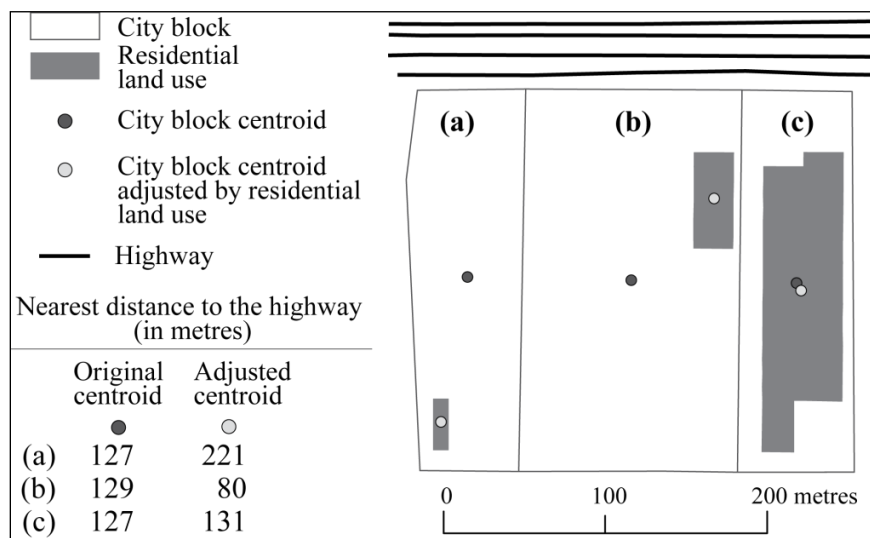


Figure 2. Adjustment of location for the city block centroid.

2.3.2.2 Pollution indicators obtained through mathematical modelling

For pollution indicators obtained through mathematical modelling, we used data from Montreal's regional MOTREM transportation model developed by the provincial Ministry of Transportation in 2011. MOTREM modelled the levels of three pollutants (i.e., CO, NO_x and PM_{2.5}) over 12,691 road sections on the Island of Montreal at five times during a normal fall day in 2011: morning peak hours (6:30 a.m. to 9:30 a.m.), daytime (9:30 a.m. to 3:30 p.m.), afternoon peak hours (3:30 p.m. to 6:30 p.m.), evening (6:30 p.m. to 12:00 a.m.), and night (12:00 a.m. to 6:30 a.m.). These 12,691 road sections cover the entire Island of Montreal, and represent a sample of 45% of the total length of the Montreal road network. The parameters integrated into the MOTREM

model also include traffic volumes, vehicle typology, road geometry, and average meteorological conditions (MTQ, 2011).

Based on the MOTREM model, we constructed three air pollution indicators, namely, the average concentration of each pollutant (CO, NO_x, and PM_{2.5}) within a 200-metre radius of the adjusted city block centroid. This exercise was performed in two steps. First, we calculated pollutant concentrations for each period. For example, for period t , the CO measurement within the 200-metre buffer zone around the adjusted city block centroid is calculated as follows:

$$CO_{it} = \sum(l_s CO_s / L)$$

where CO_{it} is the measurement of pollutant CO within buffer zone i for period of the day t , l_s is the road section length included within the buffer zone, CO_s is the measurement of this pollutant that the model attributes to the section, and L is the total length of the network for which modelling within the zone was performed. Next, we carried out a weighted summation according to the number of hours in each period as follows:

$$CO_{it} = \sum(3CO_{Am\ peak} + 6.5CO_{Day} + 3CO_{Pm\ peak} + 5.5CO_{Evening} + 6CO_{Night})/24$$

where CO_{it} represents the measurement of CO pollution for the entire day. These air pollution indicators were calculated in only 9,023 city blocks, because no pollutant measurements were available in the spatial units that include local streets exclusively.

2.3.2.3 Pollution indicators obtained through land-use regression

As reported previously, Crouse et al. (2009a) collected samples of NO₂ concentrations during the months of August and December 2005 and May 2006 at more than 133 locations across the Island of Montreal and used these to generate a land-use regression model at a spatial resolution of 5 m. We then used the resulting exposure surface to calculate the average NO₂ concentration within a 200-metre distance from each of 10,249 city block centroids where the total population of these city blocks was above 0.

2.4 Statistical analyses to measure environmental inequity

Once all of the indicators are generated for the three types of techniques, i.e., the lengths of major roads, mathematical modelling, and land-use regression, the first step is to assess the association between these indicators by using the Spearman's rank correlation coefficient.

Then, to determine whether environmental inequities exist in relation to our four targeted groups (low-income individuals, members of visible minorities, young people, and the elderly), we conducted four statistical analyses largely used in studies on environmental equity (Apparicio et al., 2010; Briggs et al., 2008; Kingham et al., 2007; Pham et al., 2012). First, a T-test between each group and the rest of the population is performed, in this case to compare their respective averages in terms of pollution indicators (for example, between the population under 15 years old and the population over 15 years old). Secondly, environmental equity is often assessed using the proportion of targeted groups within the total population of given spatial units. In this vein, we calculated the Spearman's rank correlation coefficients to verify the existence of significant linear relationships between the proportions of the four studied groups and the seven indicators of pollution exposure. Thirdly, we compared the averages of extreme quintiles based on a T-test (quintile 1 versus quintile 5 in the percentage of the low-income population, for example), an exercise conducted, among others, by Kingham et al. (2007) and Briggs et al. (2008). These analyses were performed in SAS version 9.2 (SAS Institute Inc).

Finally, several multivariate regression analyses were performed, with each of the seven pollution indicators as the dependent variable in each case and the four population groups as the independent variables. We were thus attempting to see whether the associations between the different pollution indicators and a given population group were significant once we had controlled for the proportions of the other three population groups. A number of studies on environmental equity have however shown the spatial dependence of conventional regression models, whether in terms of dependent variables relating to air pollution (Buzzelli, 2003; Chakraborty, 2009), or in terms of those relating to the presence of urban vegetation (Pham et al., 2013; Pham et al., 2012). As we wanted to control for spatial dependence, we constructed two spatial autoregressive models, i.e., the spatial lag and spatial error models (Anselin, 2009). Because city blocks in Montreal are mostly regular and have similar sizes and shapes, we used a row standardized Queen contiguity matrix. For each pollution indicator model, the choice of either spatial lag or spatial error was based on the value of Moran's I and the Lagrange Multiplier and Robust Lagrange Multiplier (LM and Robust LM) tests calculated using the residuals from the OLS models (Anselin, 2005). The spatial regressions were computed in *R* by using the *spdep* library (Bivand, 2013).

2.5. Results

2.5.1 Comparison of the pollution indicators

The city blocks exhibiting the greatest lengths of collector streets are mainly located in the city core (Figure 3.b). As for the mathematical modelling (MOTREM model), the highest concentrations of the three pollutants were located in city blocks near the highway network and the main roads that cross Montreal running north and south (Figures 4.a to 4.c). Finally, the NO₂ indicator generated by land-use regression is fairly high in areas near the intersections of two or more highways, along highways 40 and 15, and in the city's central boroughs (Figure 4.d).

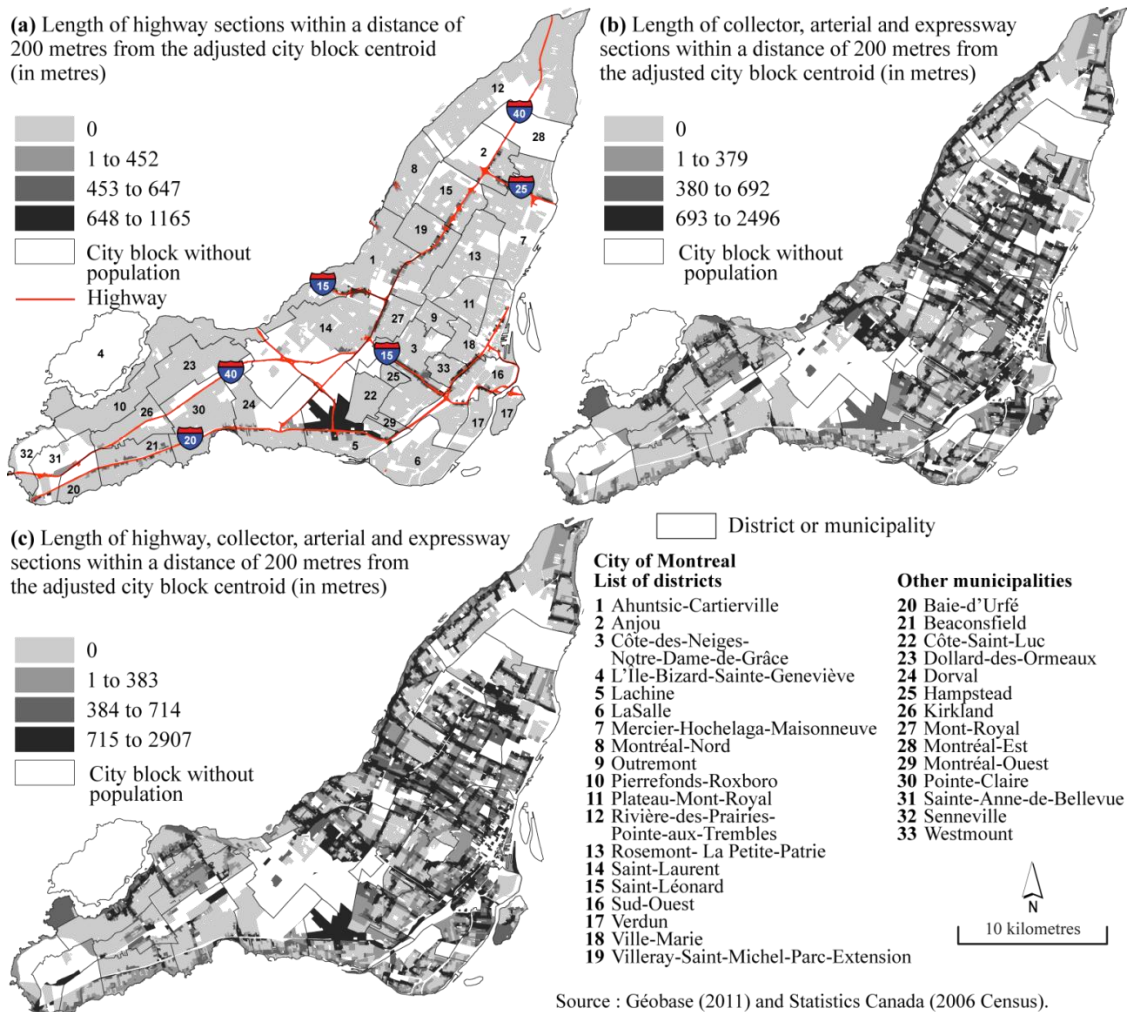
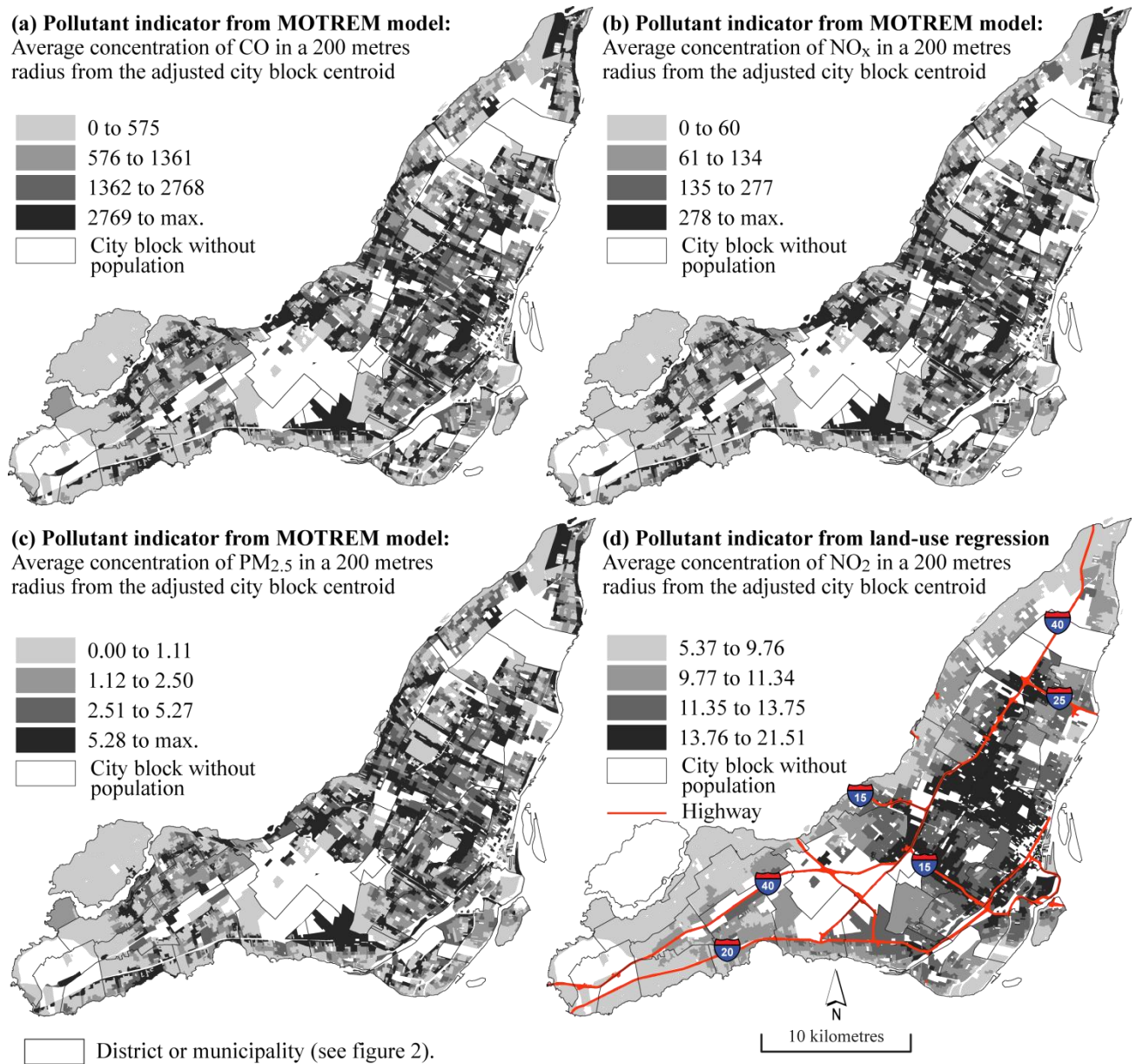


Figure 3. The three indicators of proximity to major roads calculated at the city block scale, Island of Montreal.



Sources : Statistics Canada, 2006 Census.

Insets a to c: MOTREM model of MTQ (2011); d: *Land-use regression* (Crouse et al., 2009).

Figure 4. The three indicators of pollution modeled or measured at the city block scale, Island of Montreal.

To compare the seven indicators, we calculated Spearman's rank correlation coefficients (Table 3). Overall, with the exception of correlations between the three indicators from mathematical modelling, which are quite strong (i.e., $r = >0.95$), all other correlations are moderate or low (i.e., ranging from 0.13 to 0.50), but significant ($p < 0.0001$). More specifically, first, the correlations

between the indicators of the lengths of highways and secondary roads and the pollution indicators from the MOTREM model are moderate (ranging from $r = 0.40$ to 0.50 in absolute value). This can be explained by the intrinsic construction of the MOTREM model, i.e., the parameters used: namely, average speed, number of traffic lanes, traffic data volumes and the proportion of heavy vehicles. Second, the correlations are relatively low ($r = 0.20$ to 0.30 in absolute value) between the indicators of the lengths of major roads and the pollution indicators from the MOTREM model in relation to the land-use regression indicator (NO_2).

Table 3. Spearman correlation coefficients between the pollution indicators

Indicators	Length of major roads			MOTREM model			Land-use regression
	A	B	C	D	E	F	G
A Highways	--	0.134	0.322	0.400	0.407	0.405	0.195
B CollExp	0.134	--	0.970	0.400	0.410	0.423	0.263
C HCE	0.322	0.970	--	0.479	0.490	0.502	0.282
D CO	0.400	0.400	0.479	--	0.977	0.963	0.222
E NO_x	0.407	0.410	0.490	0.977	--	0.995	0.224
F $\text{PM}_{2.5}$	0.405	0.423	0.502	0.963	0.995	--	0.213
G NO_2	0.195	0.263	0.282	0.222	0.224	0.213	--

Highways: length of highways by city block (in metres); CollExp: length of collector, arterial and express roads (in metres) by city block; HCE: length of highways, collector, arterial and express roads (in metres) by city block; CO, NO_x and $\text{PM}_{2.5}$: mean concentration in (grams per kilometre) of each pollutant by city block; NO_2 : mean concentration (in ppb) of NO_2 by city block.

All the values are significant ($p < 0.0001$). $N = 10,249$ for Highways, CollExp and HCE. $N = 9,023$ for CO, NO_x and $\text{PM}_{2.5}$.

2.5.2 Determining environmental inequity

Comparison of averages between the groups and the rest of the population (T-test)

We carried out a T-test to compare the average of the seven indicators weighted by the number of people in each group (compared with the average for the rest of the population (Table 4)). We found no substantial differences in absolute exposures between groups based on any of the seven indicators, although the targeted groups generally had slightly higher exposures. The greatest differences between groups were observed for the low-income population (versus the non-low-income population). For example, the average NO_2 concentration weighted by the low-income population was 12.87 parts per billion (ppb) (95% CI: 12.82 ppb to 12.92 ppb) versus 12.07 ppb (95% CI: 12.01 ppb to 12.12 ppb) for the non-low-income population, for a difference of 0.80 ppb. The average length of highways and secondary roads in metres weighted by the low-income population was 494 m (95% CI: 486 m to 503 m) versus 423 m (95% CI: 415 m to

431 m) for the rest of the population, for a difference of 71 m. There was no significant difference in terms of exposure to the modelled pollutants (CO, NO_x and PM_{2.5}) for young people and the elderly, although it is worth noting the lower and significant exposure for the measured pollutant (NO₂) for both of these groups. The averages for highways are likewise non-significant for these two age groups.

Table 4. Means of pollutant indicators from the T-test for the four studied groups and the rest of the population

Group 1 (G1)	Group 2 (G2)	Highways (metres)*				Collectors, arterials and express roads (metres)			
		Mean		Difference		Mean		Difference	
		G1	G2	Diff	P	G1	G2	Diff	P
0-14 years old	> 15 years old	30.8	29.1	1.7	0.372	382.6	420.0	-37.3	0.000
65 years old and over	less than 65 years old	31.7	28.9	2.8	0.099	425.6	412.1	13.5	0.010
Visible minorities	No visible minorities	39.3	26.0	13.3	0.000	425.3	410.5	14.8	0.005
Low-income population	No low-income population	34.0	27.4	6.6	0.000	460.4	395.3	65.1	0.000
		HCE (metres)				CO*(µg/m ⁻³)			
0-14 years old	> 15 years old	413.4	449.0	-35.6	0.000	3284.2	3217.5	66.7	0.099
65 years old and over	less than 65 years old	457.3	441.0	16.3	0.004	3232.2	3226.8	5.3	0.110
Visible minorities	No visible minorities	464.6	436.5	28.1	0.000	3656.9	3080.9	576.0	0.000
Low-income population	No low-income population	494.4	422.7	71.7	0.000	3316.6	3189.1	127.5	0.000
		NO _x *(µg/m ⁻³)				PM _{2.5} *(µg/m ⁻³)			
0-14 years old	> 15 years old	362.0	348.2	13.7	0.464	7.04	6.75	0.29	0.902
65 years old and over	less than 65 years old	350.3	350.3	0.0	0.346	6.79	6.79	0.00	0.765
Visible minorities	No visible minorities	407.1	330.9	76.2	0.000	7.99	6.38	1.61	0.000
Low-income population	No low-income population	363.1	344.8	18.3	0.000	7.08	6.67	0.41	0.000
		NO ₂ (ppb)							
0-14 years old	> 15 years old	12.10	12.34	-0.24	0.000				
65 years old and over	less than 65 years old	12.10	12.33	-0.23	0.000				
Visible minorities	No visible minorities	12.61	12.20	0.41	0.000				
Low-income population	No low-income population	12.87	12.07	0.80	0.000				

If the variances of the two groups are unequal (with P<0.05), the Satterthwaite variance estimator is used for the T-test; otherwise, the pooled variance estimator is used.

* For the four indicators, the p-value is computed after transformation of the variable due to non-normality. However, the mean for each indicator is displayed at the original scale to facilitate interpretation.

Correlation between pollutants and group proportions

We then calculated Spearman's rank correlation coefficients to verify the existence of significant linear relationships between the percentages of the four studied groups across the seven indicators of pollution exposure (Table 5). Here, we found moderate, positive associations between the proportion of low-income individuals and: 1) the lengths of collector roads, arteries and express roads ($r = 0.330$, 95% CI: 0.312 to 0.347); 2) the total lengths of highways and secondary roads ($r = 0.321$, 95% CI: 0.304 to 0.339); and 3) the NO₂ level ($r = 0.436$, 95% CI: 0.422 to 0.453). We also found a moderate, negative association between the proportion of young people and the NO₂ level ($r = -0.301$, 95% CI: -0.318 to -0.283), which indicates that this

group benefits from an advantageous situation. Another observation is that the correlations are all positive and significant between the seven indicators and the percentages of the low-income population and members of visible minorities, which suggests a situation of inequity, although fairly low, for these two groups.

Table 5. Spearman coefficients between the pollution indicators and the presence of different groups by city block

Group	Length of major roads			MOTREM model			Land-use regression
	Highways	CollExp	HCE	CO	NO _x	PM _{2.5}	NO ₂
0-14 years old (%)	0.013	-0.271	-0.257	-0.069	-0.056	-0.052	-0.301
65 years old and over (%)	0.020	-0.024	-0.016	-0.030	-0.016	-0.013	-0.086
Visible minorities (%)	0.083	0.134	0.135	0.094	0.129	0.139	0.121
Low-income population (%)	0.055	0.330	0.321	0.120	0.146	0.153	0.436

Bold: significant at the level of $P < 0.0001$. $N = 10249$ for Highways, CollExp and HCE $N = 9023$ for CO, NO_x and PM_{2.5}.

Comparison of averages between the extreme quintiles of group proportions

As the Spearman's rank correlation coefficients are globally moderate, it is possible that the associations between the proportions of the different groups and the pollution indicators are not linear. Consequently, in cases like this, we suggest a final analysis aiming to compare the averages of extreme quintiles based on a T-test. Here, the output of this analysis, shown in Table 6, further suggests some environmental inequity for the low-income population and visible minorities. For example, the NO₂ average for the highest quintile in the percentage of low-income individuals is 13.24 ppb (95% CI: 13.14 ppb to 13.35 ppb) versus 10.22 ppb (95% CI: 10.15 ppb to 10.31 ppb) for the lowest quintile, representing a difference of 3.02 ppb in the concentration of this pollutant. In comparison, the gap between NO₂ averages weighted by the number of low-income individuals and those not belonging to this category was only 0.80 ppb (Table 3). The results are similar for the group of visible minorities and the average for the pollutant NO_x—which is almost twice as low in the lowest quintile (278.2 µg/m⁻³, 95% CI: 245.7 µg/m⁻³ to 310.7 µg/m⁻³) as in the highest (469.3 µg/m⁻³, 95% CI: 432.3 µg/m⁻³ to 506.4 µg/m⁻³), for a difference of 191.1 µg/m⁻³—as well as the average for the pollutant CO, for which the discrepancy between extreme quintiles is -1,467.8 µg/m⁻³. These results are consistent with those for the average lengths of highways and secondary roads. Finally, as with the two preceding analyses, it appears that elderly people are not subject to inequity: only one T-test is significant (at $p < 0.01$): namely, the T-test for NO₂. Furthermore, the value for pollution is lower in the highest quintile of seniors than in the lowest. Lastly, city blocks with a high concentration of young people show lower levels of NO₂ pollution and a lower presence of main road networks

other than highways. However, for young people, the results appear contradictory for two of the modelled pollutants (CO and NO_x): the averages are higher for the last quintile, which represents an inverse relationship compared with the averages observed with the Spearman's rank correlation coefficients, which were slightly negative.

Table 6. Comparison of values for pollutant indicators associated with the minimal and maximal quintiles of the studied groups

Quintile 1	Quintile 5	Highways (meters)*				Collectors, arterials and express roads (meters)			
		Mean		Difference		Mean		Difference	
		Q1	Q5	Moy	P	Q1	Q5	Moy	P
0-14 years old (%)	0-14 years old (%)	27.2	30.6	-3.4	0.299	550.7	254.7	296.0	0.000
65 years old and over (%)	65 years old and over (%)	32.6	40.6	-8.0	0.012	444.6	423.3	21.3	0.079
Visible minorities (%)	Visible minorities (%)	15.0	50.8	-35.8	0.000	303.1	460.6	-157.5	0.000
Low income pop. (%)	Low income pop. (%)	21.6	37.8	-16.2	0.000	204.1	542.1	-338.0	0.000
		HCE (meters)				CO*($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
0-14 years old (%)	0-14 years old (%)	577.9	285.3	292.6	0.000	2973.7	3488.7	-515.0	0.000
65 years old and over (%)	65 years old and over (%)	477.1	463.9	13.3	0.326	3368.9	3465.6	-96.8	0.504
Visible minorities (%)	Visible minorities (%)	318.1	511.4	-193.2	0.000	2692.9	4160.7	-1467.8	0.000
Low income pop. (%)	Low income pop. (%)	225.7	579.9	-354.2	0.000	3154.6	3350.4	-195.8	0.000
		NO_x*($\mu\text{g}/\text{m}^3$)				PM_{2.5}*($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
0-14 years old (%)	0-14 years old (%)	302.7	397.1	-94.3	0.000	5.74	7.64	-1.90	0.163
65 years old and over (%)	65 years old and over (%)	358.6	382.9	-24.3	0.874	6.84	7.26	-0.41	0.877
Visible minorities (%)	Visible minorities (%)	278.2	469.3	-191.2	0.000	5.18	9.36	-4.18	0.000
Low income pop. (%)	Low income pop. (%)	346.5	367.2	-20.7	0.000	6.33	7.27	-0.94	0.000
		NO₂ (ppb)							
0-14 years old (%)	0-14 years old (%)	13.09	10.90	2.19	0.000				
65 years old and over (%)	65 years old and over (%)	12.38	11.68	0.70	0.000				
Visible minorities (%)	Visible minorities (%)	11.23	12.45	-1.22	0.000				
Low income pop. (%)	Low income pop. (%)	10.22	13.24	-3.02	0.000				

If the variances of the two groups are unequal (with $P < 0.05$), the Satterthwaite variance estimator is used for the T-test; otherwise, the pooled variance estimator is used.

* For the four indicators, the P-value is computed after transformation of the variable due to non-normality. However, the mean for each indicator is displayed at the original scale to facilitate interpretation.

Multivariate analysis

Due to lack of space, we are reporting only the fit diagnostic and the diagnostic for spatial dependence for the conventional model (Table 7). The Moran's I values calculated among residuals clearly show the spatial dependence of the OLS models. Moreover, the higher values for the Lagrange Multiplier and Robust Lagrange Multiplier tests for lag compared with those for error suggest the relevance of using a spatial error model, for all seven pollution indicators. It should first be noted that the AIC values show that the spatial lag models represent a marked improvement over the OLS models. Globally, the results of the spatial models corroborate those obtained from the bivariate analyses (Table 8). Young people under 15 years old are in quite a favourable situation since they present significant and negative coefficients with six of the seven pollution indicators. This means that, as the proportion of this group increases in a city block,

there are fewer major roads and lower concentrations of pollutant emissions. The percentage of people aged 65 and older is only negatively and significantly associated with the NO₂ indicator. Conversely, all the correlations are positive and significant between the percentage of visible minorities per city block and the seven pollution indicators. On the other hand, only three coefficients are significant and positive between the percentage of low-income individuals and: the lengths of major roads and highways, and the NO₂ concentrations. It is also worth noting that the coefficients for the first two indicators—the lengths of major roads and highways—are higher for the percentage of low-income individuals than for the percentage of visible minorities.

Table 7. Diagnostic of the ordinary least squares regressions of the pollution indicators

Dependent variable	Highways (log)	CollExp	HCE	CO (log)	NO _x (log)	PM _{2.5} (log)	NO ₂
OLS fit diagnostic							
R ²	0.010	0.147	0.129	0.024	0.028	0.029	0.245
Adjusted R ²	0.010	0.147	0.128	0.023	0.028	0.028	0.245
F statistic	26.73***	441.60***	377.70***	54.70***	65.02***	66.75***	831.60***
AIC	36,565	148,707	151,107	28,701	27,171	22,400	45,984
Diagnostic for spatial dependence of the OLS models							
Moran's I (error) ^a	0.561***	0.585***	0.577***	0.650***	0.650***	0.658***	0.886***
LM (lag)	7,742***	8,517***	8,269***	8,268***	8,278***	8,483***	19,635***
LM (error)	7,719***	8,378***	8,148***	8,234***	8,243***	8,446***	19,219***
RLM (lag)	24.99***	215.03***	184.14***	40.98***	45.11***	48.13***	798.87***
RLM (error)	1.47	76.29***	63.14***	6.92**	10.57***	11.43***	382.05***

^a Moran's I is computed with a row standardized Queen matrix; P is obtained with a randomization procedure (999 permutations).

LM: Lagrange Multiplier. RLM: Robust Lagrange Multiplier. * p < 0.05. ** p < 0.01. *** p < 0.001.

Table 8. Spatial lag regressions of the pollution indicators

Dependent variable	Highways (log)	CollExp	HCE	CO (log)	NO _x (log)	PM _{2.5} (log)	NO ₂
<i>Constant</i>	0.0086 (0.18)	117.993*** (10.29)	115.731*** (8.98)	1.623*** (25.80)	1.055*** (21.95)	0.284*** (10.37)	0.434*** (13.03)
0-14 years old (%)	-0.0004 (-0.19)	-4.901*** (-10.16)	-4.906*** (-9.01)	-0.008*** (-4.46)	-0.006*** (-3.73)	-0.003** (-2.82)	-0.005*** (-5.02)
65 years old and over (%)	0.0018 (1.48)	-0.379 (-1.36)	-0.196 (-0.62)	-0.002* (-2.36)	-0.001 (-1.30)	-0.001 (-0.83)	-0.003*** (-4.72)
Visible minorities (%)	0.0028*** (4.14)	0.691*** (4.44)	0.949*** (5.36)	0.002*** (3.72)	0.002*** (4.73)	0.002*** (5.24)	0.002*** (5.47)
Low-income pop. (%)	0.0002 (0.25)	1.201*** (7.51)	1.270*** (7.02)	0.001 (1.47)	0.001 (1.78)	0.001 (1.60)	0.002*** (5.02)
Wy (spatial lag coefficient)	0.7964*** (123.07)	0.814*** (136.04)	0.814*** (135.54)	0.794*** (122.41)	0.804*** (128.15)	0.823*** (140.53)	0.968*** (542.53)
Pseudo R ²	0.480	0.593	0.576	0.555	0.565	0.587	0.954
AIC	29,987	141,147	143,740	21,660	19,954	14,730	17,303
AIC difference (from OLS model)	-6,578	-7,560	-7,367	-7,041	-7,217	-7,670	-28,681
Moran's I (error) ^a	-0.022	0.005	0.004	-0.028	-0.021	-0.015	-0.052

^a Moran's I is computed with a row standardized Queen matrix; P is obtained with a randomization procedure (999 permutations).

2.6 Discussion

Our results regarding environmental equity with three different methods of exposure assessment for four different population groups in Montreal are consistent with those of previous studies. In particular, our results for each group corroborate those reported by Crouse et al. (2009b) at the level of census tracts in Montreal. In addition, we offer a broader view of the environmental equity diagnosis for these four groups by considering multiple exposure estimates, while other studies generally use only one indicator to evaluate a situation of inequity. First, the bivariate analysis demonstrated a higher exposure to estimates of pollution for the low-income population and, to a lesser extent, for visible minorities. Secondly, as in other studies (Brainard et al., 2002; Chakraborty, 2009; Mitchell and Dorling, 2003), we found no inequity for young people or the elderly, although we did not introduce control variables, such as deprivation. Our results for these four groups can largely be explained by the urban landscape and social geography of Montreal.

To begin with, it is not surprising that the low-income population are more exposed to pollutants since they are concentrated in Montreal's central neighbourhoods (Apparicio and Seguin, 2006). These spaces are above all characterized by higher residential density, the diversity of urban functions, and the greater concentration and lengths of collector roads, arteries, expressways, and highways that link together the main poles of attraction on the Island of Montreal, as well as the access toward the bridges and the major suburbs of the CMA, hence the higher traffic data volumes. So the geography of road transportation and the location of this group in the centre of the Island of Montreal explain, in part at least, the higher concentration of pollutants for this group (Carrier et al., 2014). The values of some of the pollution indicators are thus more strongly explained by the presence of individuals from low-income households.

Visible minorities on the Island of Montreal were found to have only slightly higher exposures than non-visible minorities. This finding is consistent with those of two other Canadian studies conducted in Hamilton and Toronto (i.e., the studies by Buzzelli and Jerrett (2004, 2007)). Moreover, the lower degree of ethnic residential segregation in large Canadian cities compared with their American counterparts might well explain these significantly lower levels of environmental inequity in terms of pollution (Buzzelli and Jerrett, 2004).

Young people under 15 years old appear to reside in areas with fewer major roads and lower pollution levels, especially as reflected by NO₂ measurements. Since the 1950s, the presence of

young people under 15 years old has been falling in the city's central boroughs while it has considerably increased in the suburbs on the outskirts of the Island of Montreal (Apparicio et al., 2010). These areas are characterized by low urban density and low functional diversity—the vast majority of homes being single-family houses—along with a roadway network organized so as to serve residential neighbourhoods, thus minimizing the presence of major roads.

Finally, individuals aged 65 and older residing on the Island of Montreal do not appear to be faced with environmental inequity either. This is not surprising, since a recent study on the evolving distribution of elderly people in Montreal from 1981 to 2006 has demonstrated that this group has become decentralized (Séguin et al., 2013). In other words, the elderly are increasingly dispersed across the island and, in particular, they are increasingly present in the inner suburbs.

Some authors focusing on environmental equity have recently measured the difference associated with the likelihood of developing certain illnesses within the same group based on the combination of two socioeconomic variables, such as, for example, age and ethnic origin (Collins et al., 2011). So it would have been interesting here to compare the differences in pollutant concentrations and the lengths of major roads measured between individuals in the same group: for example, young people under 15 years old that are not low-income individuals and those in low-income situations. The use of census microdata would have been necessary for this type of analysis. However, the numbers of the groups considered are low at the city block level, which does not enable us, moreover, to perform comparative analyses combining two socioeconomic variables, as done by Collins et al. (2011).

2.6.1 Environmental inequity, pollutant exposure inequity or environmental injustice?

One of the main issues in environmental equity is to assess the health risk associated with living in a residential area with higher concentrations of air pollutants (Walker, 2011). The objective then becomes to establish whether the targeted groups are exposed to pollutant concentrations that can affect health (Janssen and Mehta, 2006). The World Health Organization (WHO) has determined that annual concentrations of NO₂ should not exceed 40 µg/m⁻³ (Forastiere et al., 2006). The average concentration of this pollutant in our study area is 13.24 ppb in city blocks

with high concentrations of the low-income population (the last quintile), which is equivalent to $24.62 \mu\text{g}/\text{m}^3$, i.e., a level much lower than the threshold set by the WHO.

This finding nuances the observation of environmental inequity in connection with the low-income population in Montreal. Although lower-income individuals tend to live in more polluted areas than the rest of the population, the concentration is deemed “not harmful” to health, according to the World Health Organization. In addition, the low-income population that reside near the downtown area can benefit from certain amenities related to their location. Apparicio and Séguin (2010) have demonstrated that central neighbourhoods, especially deprived ones, have better access to services and equipment than those on the periphery of the Island of Montreal. Moreover, residential proximity to major roads sometimes offers better access to public transportation networks, thus improving mobility for households without vehicles (Feitelson, 2002). However, it should also be kept in mind that, owing to their socioeconomic position and hence their limited mobility, the low-income population have fewer resources to protect themselves from high concentrations of pollutants in their areas of residence (O'Neill et al., 2003). Conversely, more wealthy households that reside in significantly more polluted environments can more easily get out of the city: for example, by acquiring a second house (Forastiere et al., 2007). It therefore seems important to consider several elements relating to the urban environment before making a diagnosis of environmental inequity for a given group within the population. Indeed, studies on environmental equity, including this one, have tended to focus on one single element in the urban environment, a fact that has recently come under criticism (Kruize et al., 2007; Walker, 2011).

Finally, environmental equity is often confused with environmental justice. The distinction between the two concepts, according to Cutter (1995), is that environmental justice involves more than an equal sharing of harmful environmental agents. It must, for instance, provide sufficient protection for various population groups exposed to such hazards (Perlin et al., 1995). Walker and Bulkeley (2006) have also noted that “an unequal distribution of environmental bads by itself may not necessarily be unjust (Walker et al., 2005)—it is rather the ‘fairness’ of the processes through which the distribution has occurred and the possibilities which individuals and communities have to avoid or ameliorate risk, which are important” (Walker and Bulkeley, 2006). So the data brought together in the context of this article do not enable us to demonstrate that the situation of inequity existing in regard to low-income households is the result of discriminatory processes leading to environmental injustice.

2.6.2 Comparability of the three techniques used

We have shown that moderate or weak correlations exist between the three techniques used (with Spearman coefficients ranging from 0.20 to 0.50 in absolute value). These findings are consistent with the fact that the spatial association between some groups and an environmental phenomenon could be different if a measure is taken directly or provided through a proxy (Kingham and Dorset, 2011; Maantay et al., 2010; Walker, 2010). This study shows that the assessment of environmental equity differs depending on the choice of the exposure estimate (Bowen, 2002).

At first glance, the most unexpected element is the relatively weak correlation between the measured pollutant (NO₂) and the modelled pollutants (CO, NO_x, PM_{2.5}) (± 0.20). Because of the typical co-localization of NO₂ with the pollutants PM and CO, one might have expected higher correlation coefficients. The results of this study remind us of the differences that may occur between a proxy and a measure taken directly. This situation can be explained in part by two principal factors. The first has to do with the time frame for data collection. The MOTREM model uses data on traffic data volumes for one day during the fall—a time of year when traffic data volumes are at their highest—while the NO₂ data represent an average of measurements collected in the summer, winter and spring. The second explanatory factor has to do with geographical scale: the MOTREM model has a regional scope, while the use of NO₂ samplers has a local scope. It should be noted that a number of studies have shown significant spatial variability in pollution at the intra-urban level (Briggs et al., 2000; Jerrett et al., 2005) caused by the interaction between meteorological factors (Seaman, 2000), urban functions, and local particularities of traffic (Crouse et al., 2009a). We did unexpectedly find weak correlations between the NO₂ estimates and the indicator of the length of highways (coefficient = 0.195). As some authors have pointed out (Kingham and Dorset, 2011; Maantay et al., 2010), the mere presence of a highway within a 200-metre radius is insufficient to explain NO₂ concentrations, since highway sections can have different traffic volumes. In addition, NO₂ pollution is generated not only by highways, but also by other road types, especially collector, arterial and express roads.

Finally, revealing a situation of environmental inequity for a given group across all three measurement techniques would clearly demonstrate the existence of this inequity, compared with a traditional approach based on the use of a single method for measuring pollutants. It

should be noted that the three statistical analyses performed here have all shown much greater inequity for the low-income population with regard to NO₂ exposure than with regard to pollutants modelled at a more regional scale. Indeed, the correlation between this group and NO₂ is three times higher compared with the modelled pollutants (0.44 versus values below or equal to 0.15). In a context where the literature on environmental equity seeks to measure health consequences associated with pollutant exposure, the variable of exposure must be as accurate as possible according to the scale of analysis (Walker, 2010). The land-use regression method—which uses several elements from the built environment and urban functions, at a fine scale, to predict pollutant levels—therefore appears more appropriate for studies on environmental equity. This is particularly true in light of the existence of micro-spaces of poverty in Montreal (Séguin et al., 2012).

2.7 Limits of the study

Operationalizing these techniques has shown the approximate level of the pollutants, i.e., their concentration (Janssen and Mehta, 2006). It is important to distinguish between the notions of pollutant concentration and exposure. Exposure has to do with the period of time that an individual spends in an environment and the quantity of pollutants to which the person is exposed (Janssen and Mehta, 2006). This makes it complex to measure individuals' actual exposure to pollutants, since it is difficult to ascertain the time period during which they remained at their residence, for example (Kingham and Dorset, 2011; Maantay et al., 2010). In addition, this analysis only takes into account selected pollutants, while individuals may also be exposed to many other pollutants (Crouse et al., 2009a). The Quebec provincial Ministry of Transportation specifies the limitations of its mathematical model: polluting emissions produced by the MOTREM model are at the regional level—since this model includes only the upper hierarchy of the road network—and, as such, these emissions do not necessarily take into account phenomena produced at the micro-local level (MTQ, 2011). Furthermore, the MOTREM model did not estimate pollution for roughly 1,000 city blocks—located mainly in the western suburbs of Montreal, where the proportions of young people are very high—since these areas almost exclusively contain a network of local streets with low traffic data volumes. If values had been assigned to these blocks, they would probably have been very low and would therefore have contributed to lowering or inverting the discrepancy between the extreme quintiles of young people under 15 years old (Table 5).

2.8 Conclusion

The results of this analysis are consistent with those of a number of studies on environmental equity: the low-income population and, to a lesser extent, visible minorities do tend to reside in more polluted areas. We found these associations to be consistent across seven different estimates of exposure. On the other hand, in Montreal, young people under 15 years old, as well as elderly people, tend to be located in less polluted areas. Yet, while a situation of distributional inequity is associated with pollution in this city, it would be hasty to conclude that this represents a situation of environmental inequity that is highly harmful to the health of the low-income population.

We have also shown that diagnoses of environmental equity relating to air pollution vary from one technique to another. Indeed, the observed inequalities were stronger for the NO₂ pollutant indicator than for the other pollutant indicators. We can therefore say that, in general, an erroneous diagnosis of environmental equity may be reported if only one method is used. According to numerous authors (Bowen, 2002; Walker, 2010), it is essential to accurately measure a studied phenomenon in order to properly assess health risks for targeted groups. Although, in the context of this study, the associations were stronger with the land-use regression method, it is difficult for us to conclude that this is the most appropriate technique irrespective of the data, the scale of analysis, and the context of a given study. However, the combined use of different approaches to measure pollutants and their divergent results call for caution in our diagnosis of environmental equity. Moreover, this shows that more sophisticated measurements have to be developed in order to accurately assess greater pollution exposures for specific social groups.

Acknowledgements

This study has been funded by the Social Sciences and Humanities Research Council of Canada (SSHRC). We thank Mark Goldberg (department of medicine, McGill University) for the provision of the NO₂ data pollution. We thank the anonymous reviewers for their careful reading of our manuscript and their many insightful comments and suggestions.

2.9 References

- Amram, O., Abernethy, R., Brauer, M., Davies, H., Allen, R., 2011. Proximity of public elementary schools to major roads in Canadian urban areas. *International Journal of Health Geographics* 10(68), 1-11.
- Anselin, L., 2005. Exploring spatial data with GeoDaTM : A workbook. Spatial Analysis Laboratory, Department of Agricultural and Consumer Economics, University of Illinois.
- Anselin, L., 2009. Spatial regression, In: Rogerson, I.A.S.F.P.A. (Ed.), *The Sage Handbook of Spatial Analysis*. Sage, London.
- Apparicio, P., Cloutier, M.-S., Séguin, A.-M., Ades, J., 2010. Accessibilité spatiale aux parcs urbains pour les enfants et injustice environnementale : exploration du cas montréalais. *Revue Internationale de Géomatique* 20(3), 363-389.
- Apparicio, P., Seguin, A.-M., 2006. Measuring the accessibility of services and facilities for residents of public housing in Montreal. *Urban Studies* 43(1), 187-211.
- Apparicio, P., Séguin, A.-M., 2010. Accessibility to proximity services in poor areas of the Island of Montreal, *Modeling Urban Dynamics: Mobility, Accessibility and Real Estate Value*. Wiley.
- Apparicio, P., Séguin, A.-M., Naud, D., 2008. The quality of the urban environment around public housing buildings in Montréal: an objective approach based on GIS and multivariate statistical analysis. *Social Indicators Research* 86(3), 355-380.
- Bae, C.H.C., Sandlin, G., Bassok, A., Kim, S., 2007. The exposure of disadvantaged populations in freeway air-pollution sheds: a case study of the Seattle and Portland regions. *Environment and Planning B: Planning and Design* 34(1), 154-170.
- Beckerman, B., Jerrett, J., Brook, J.R., Verma, D.K., Arain, M.A., Finkelstein, M., 2008. Correlation of nitrogen dioxide with other traffic pollutants near a major expressway. *Atmospheric Environment* 42(2), 275-290.
- Bivand, R., 2013. Spdep: Spatial Dependence: Weighting Schemes, Statistics and Models.R Package Ver.0.5-56. .
- Bolte, G., Tamburlini, G., Kohlhuber, M., 2009. Environmental inequalities among children in Europe-evaluations of scientific evidence and policy implications. *European Journal of Public Health* 20(1), 14-20.
- Bowen, W., 2002. An analytical review of environmental justice research: what do we really know ? *Environmental Management* 29(1), 3-15.
- Brainard, J., Bateman, I., Lovett, A., Fallon, P., 2002. Modelling environmental equity: access to air quality in Birmingham, England. *Environment and Planning A* 34(4), 695-716.

Briggs, D., Abellan, J., Fecht, D., 2008. Environmental inequity in England: small area associations between socio-economic status and environmental pollution. *Social Science and Medicine* 67(10), 1612-1629.

Briggs, D., de Hoogh, C., Gulliver, J., Wills, J., Elliott, P., Kingham, S., 2000. A regression-based method for mapping traffic-related air pollution : application and testing in four contrasting urban environments *Science of the Total Environment* 253, 151-167.

Brugge, D., Durant, J., Rioux, C., 2007. Near-highway pollutants in motor vehicle exhaust: A review of epidemiologic evidence of cardiac and pulmonary health risks. *Environmental Health* 6(23), 1-12.

Brulle, R., Pellow, D., 2006. Environmental justice: human health and environmental inequalities. *Annual Review of Public Health* 27, 103-124.

Brunekreef, B., Holgate, S., 2002. Air Pollution and Health. *Lancet* 360(9341), 1233-1242.

Buckinham, S., Kulcur, R., 2009. Gendered geographies of environmental injustice. *Antipode* 41(4), 659-683.

Buzzelli, M., 2003. Comparing Proximity Measures of Exposure to Geostatistical Estimates in Environmental Justice Research. *Environmental Hazards* 5(1), 13-21.

Buzzelli, M., Jerrett, M., 2004. Racial gradients of ambient air pollution exposure in Hamilton, Canada. *Environment and Planning A* 36(10), 1855-1876.

Buzzelli, M., Jerrett, M., 2007. Geographies of susceptibility and exposure in the city: environmental inequity of traffic-related air pollution in Toronto. *Canadian Journal of Regional Science* 30(2), 195-210.

Carrier, M., Séguin, A.-M., Apparicio, P., Crouse, D., 2014. Les résidences pour personnes âgées de l'île de Montréal appartenant aux parcs social et privé : une exposition inéquitable à la pollution de l'air ? *Cahiers de géographie du Québec* (Sous presse).

Cesaroni, G., Badaloni, C., Romano, V., Donato, E., Perucci, C., Forastiere, F., 2010. Socioeconomic position and health status of people who live near busy roads : the Rome longitudinal study (RoLS). *Environmental Health* 9(41), 1-12.

Chaix, B., Gustafsson, S., Jerrett, M., Kristerson, H., Lithman, T., Boalt, A., Merlo, J., 2006. Children's exposure to nitrogen dioxide in Sweden: investigating environmental injustice in an egalitarian country. *Journal of Epidemiology and Community Health* 60(3), 234-241.

Chakraborty, J., 2006. Evaluating the environmental justice impacts of transportation improvement projects in the US. *Transportation research Part D* 11(5), 315-323.

Chakraborty, J., 2009. Automobiles, air toxics, and adverse health risks: environmental inequities in Tampa Bay, Florida. *Annals of Association of American Geographers* 99(4), 674-697.

Chakraborty, J., Forkenbrock, D., Schweitzer, L., 1999. Using GIS to Assess the Environmental Justice Consequences of Transportation System Changes. *Transactions in GIS* 3(3), 239-258.

Collins, T., Grineski, S.E., Chakraborty, J., McDonald, Y., 2011. Understanding Environmental Health Inequalities through Comparative Intracategorical Analysis: Racial/ethnic Disparities in Cancer Risks from Air Toxics in El Paso County, Texas. *Health & Place* 17(1), 335-344.

Crouse, D., Goldberg, M., Ross, N., 2009a. A prediction-based approach to modelling temporal and spatial variability of traffic-related air pollution in Montreal, Quebec. *Atmospheric Environment* 43(32), 5075-5084.

Crouse, D., Ross, N., Goldberg, M., 2009b. Double burden of deprivation and high concentrations of ambient air pollution at the neighbourhood scale in Montreal, Canada. *Social Science & Medicine* 69(6), 971-981.

Cutter, S., 1995. Race, class and environmental justice. *Progress in Human Geography* 19(1), 111-122.

Day, R., 2010. Environmental justice and older age: consideration of a qualitative neighbourhood-based study. *Environment and Planning A* 42, 2658-2673.

ESRI, 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.

Feitelson, E., 2002. Introducing environmental equity dimensions into sustainable transport discourse: issues and pitfalls. *Transportation Research Part D* 7(2002), 99-118.

Forastiere, F., Peters, A., Kelly, F., Holgate, S.T., 2006. Nitrogen dioxide, Air quality guidelines : global update 2005. OMS, Copenhagen, Denmark.

Forastiere, F., Stafoggia, M., Tasco, C., Picciotto, S., Agabiti, N., Cesaroni, G., Perucci, C.A., 2007. Socioeconomic status, particulate air pollution, and daily mortality: differential exposure or differential susceptibility. *American Journal of industrial medicine* 50(3), 208-216.

Gauderman, W.J., Vora, H., McConnell, R., 2007. Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study. *Lancet* 369(9561), 571-577.

Green, R.S., Smorodinsky, S., Kim, J.J., McLaughlin, R., Ostro, B., 2004. Proximity of California public schools to busy roads. *Environmental Health Perspectives* 112(1), 61-66.

Greenberg, M., 1993. Proving environmental inequity in siting locally unwanted land uses. *Risk: Issues in Health and Safety Summer*, 235-252.

Gunier, R., Hertz, A., Von Behren, J., Reynolds, P., 2003. Traffic density in California: socioeconomic and ethnic differences among potentially exposed children. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 13(3), 240-246.

Harner, J., Warner, K., Pierce, J., Huber, T., 2002. Urban environmental justice indices. *The Professional Geographer* 54(3), 318-331.

Houston, D., Ong, P., Wu, J., Winer, A., 2006. Proximity of licensed child care facilities to near-roadway vehicle pollution. *American Journal of Public Health* 96(9), 1611-1617.

Houston, D., Wu, J., Ong, P., Winer, A., 2004. Structural disparities of urban traffic in southern California: implications for vehicle-related air pollution exposure in minority and high-poverty neighborhoods. *Journal of Urban Affairs* 26(5), 565-592.

Jacobson, J., Hengartner, N., Louis, T., 2005. Inequity measures for evaluations of environmental justice: a case study of close proximity to highways in New York City. *Environment and Planning A* 37(1), 21-43.

Janssen, N., Mehta, S., 2006. Human exposure to air pollution, Quality guidelines: global update 2005. World Health Organization (WHO), Copenhagen, Denmark.

Jerrett, M., Arain, A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Potoglou, D., Sahuvaroglu, T., 2005. A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 15(2), 185–204.

Jerrett, M., Arain, M.A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Crouse, D., Gilbert, N.L., Brook, J.R., Finkelstein, N., Finkelstein, M.M., 2007. Modeling the intraurban variability of ambient traffic pollution in Toronto, Canada *Journal of Toxicology and Environment Health A* 70, 200-212.

Jerrett, M., Burnett, R., Kanaroglou, P., Eyles, J., Finkelstein, N., Giovis, C., Brook, J., 2001. A GIS- environmental justice of analysis of particulate air pollution in Hamilton, Canada. *Environment and Planning A* 33(6), 955-973.

Jerrett, M., Shankardass, K., Berhane, K., 2008. Traffic-related air pollution and asthma onset in children: a prospective cohort study with individual exposure measurement. *Health Perspect* 116(10), 1433-1438.

Kingham, S., Dorset, W., 2011. Assessment of exposure approaches in air pollution and health research in Australia and New Zealand. *Air Quality and Climate Change* 45(2), 28-38.

Kingham, S., Pearce, J., Peyman, Z., 2007. Driven to injustice ? Environmental justice and vehicle pollution in Christchurch, New Zealand. *Transportation Research Part D* 12(4), 254-263.

Kohlhuber, M., Mielck, A., Weiland, S., Bolte, G., 2006. Social inequality in perceived environmental exposure in relation to housing conditions in Germany *Environmental Research* 101(2), 246-255.

Kruize, H., Driessen, P., Glasbergen, P., Van Egmond, K., 2007. Environmental equity and the role of public policy: experiences in the Rijnmond region. *Environmental Management* 40(4), 578-595.

Landrigan, P., Kimmel, C., Correa, A., 2004. Children's health and the environment: Public health issues and challenges for risk assessment. *Environ Health Perspect* 112, 57-65.

Maantay, J., Chakraborty, J., Brender, J., 2010. Proximity to environmental hazards: environmental justice and adverse health outcomes, In: Agency, U.S.E.P. (Ed.), p. 165.

McConnell, R., Berhane, K., Yao, L., 2006. Traffic, susceptibility, and childhood asthma. *Environmental Health Perspectives* 114(5), 766-772.

Mitchell, G., Dorling, D., 2003. An environmental justice analysis of British air quality Environment and Planning A 35(5), 909-929.

Morello-Frosch, R., Pastor, M., Sadd, J., 2001. Environmental justice and Southern California's 'riskscape': the distribution of air toxic exposures and health risks among diverse communities. Urban Affairs Review 36(4), 551-578.

Most, M., Sengupta, R., Burgener, M., 2004. Spatial scale and population assignment choices in environmental justice analyses. The Professional Geographer 56(4), 574-586.

MTQ, 2011. Résumé technique des modèles d'émissions des polluants et des GES, et de consommation des carburants pour les modèles de transport urbain, p. 5.

MTQ, 2013. Atlas des débits de circulation des années 1990 à 2012, In: Québec, M.d.T.d. (Ed.).

O'Neill, M., 2007. Poverty, environment, and health: the role of environmental epidemiology and environmental epidemiologists. Epidemiology 18(5), 664-668.

O'Neill, M., Jerrett, S., Kawachi, I., Levy, J., Cohen, A., Gouveia, N., Wilkinson, P., Fletcher, T., Cifuentes, L., Schwartz, J., 2003. Health, wealth and air pollution: advancing theory and methods. Environmental Health Perspectives 111(16), 1861-1870.

Pearce, J., Kingham, S., 2007. Environmental inequalities in New Zealand: A national study of air pollution and environmental justice. Geoforum 39(2), 980-993.

Perlin, S., Setzer, R., Creason, J., Sexton, K., 1995. Distributional of industrial air emissions by income and race in the United-States: an approach using the toxic release inventory. Environmental science and technology 29(69-80).

Pham, T.-T.-H., Apparicio, P., Landry, S., Séguin, A.-M., Gagnon, M., 2013. Predictors of the distribution of street and backyard vegetation in Montreal, Canada. Urban Forestry & Urban Greening 12(1), 18-27.

Pham, T.-T.-H., Apparicio, P., Séguin, A.-M., Landry, S., Gagnon, M., 2012. Spatial distribution of vegetation in Montreal: An uneven distribution or environmental inequity? Landscape and Urban Planning 107(3), 214-224.

Philipps, D., Siu, O.-L., Yeh, A., Cheng, K., 2005. Ageing and the urban environment, In: Routledge (Ed.), Ageing and Place: Perspectives, policy, practice, pp. 147-163.

Ringquist, E.J., 1997. Equity and the distribution of environmental risk: the case of TRI Facilities. Social Science Quarterly 78(4), 811-829.

Rioux, C., Gute, D., Brugge, D., Peterson, S., Parmenter, B., 2010. Characterizing urban traffic exposures using transportation planning tools: an illustrated methodology for health researchers. Journal of Urban Health 87(2), 167-188.

SAS Institute Inc, SAS version 9.3, Cary, NC, USA.

Seaman, N.L., 2000. Meteorological modelling for air quality assessments. Atmospheric Environment 34(12-14), 2231-2259.

Séguin, A.-M., Apparicio, P., Negron, P., 2013. La répartition de la population âgée dans huit métropoles canadiennes de 1981 à 2006: un groupe de moins en moins ségrégué. *Cybergeog: European Journal of Geography* 639, 1-30.

Séguin, A.-M., Apparicio, P., Riva, M., 2012. The impact of geographical scale in identifying areas as possible sites for area-based interventions to tackle poverty: the case of Montréal. *Applied Spatial Analysis and Policy* 5(3), 231-251.

Statistics-Canada, 2006. 2006 Census data.

Statistics-Canada, 2011. 2011 Census Data.

Walker, G., 2009. Beyond distribution and proximity: exploring the multiple spatialities of environmental justice. *Antipode* 41(4), 614-636.

Walker, G., 2010. Environmental justice, impact assessment and the politics of knowledge: The implications of assessing the social distribution of environmental outcomes. *Conflict Mediation and Social Impact Assessment* 30(5), 312-318.

Walker, G., 2011. Environmental justice: concepts, evidence and politics, In: Routledge (Ed.), New York, p. 249.

Walker, G., Bulkeley, H., 2006. Geographies of environmental justice. *Geoforum* 37(5), 655-659.

Walker, G., Mitchell, G., Fairburn, J., Smith, G., 2005. Industrial pollution and social deprivation: Evidence and complexity in evaluating and responding to environmental inequality. *Local Environment* 10(4), 361-377.

Wheeler, A.J., Smith-Doiron, M., Xu, X., Gilbert, N.L., Brook, J.R., 2008. Intra-urban variability of air pollution in Windsor, Ontario - measurement and modelling for human exposure assessment. *Environmental Research* 106(1), 7-16.

CHAPITRE 3– ARTICLE 2

Title: Ambient air pollution concentration in Montreal and environmental equity: Are children at risk at school?

Journal: Case Studies on Transport Policy

Authors and affiliations

Mathieu Carrier, PhD candidate* - Corresponding author
385 rue Sherbrooke Est, Montréal (Québec), Canada
H2X 1E3
mathieu.carrier@ucs.inrs.ca
(514) 499-8249

Philippe Apparicio, PhD
385 rue Sherbrooke Est, Montréal (Québec), H2X 1E3
philippe.apparicio@ucs.inrs.ca

Anne-Marie Séguin, PhD
385 rue Sherbrooke Est, Montréal (Québec), H2X 1E3
Anne-marie.seguin@ucs.inrs.ca

Dan Crouse, PhD
805 rue Sherbrooke Ouest, Montréal (Québec), H3A 0B9
McGill University
dlcrouse@gmail.com

Référence complète de l'article

Carrier, M., Apparicio, P., Séguin, A.-M. et Crouse, D. 2014. Ambient air pollution concentration in Montreal and environmental equity: Are children at risk at school?, Case Studies on Transport Policy, 2, 2, 61-69.

[DOI:10.1016/j.cstp.2014.06.003](https://doi.org/10.1016/j.cstp.2014.06.003)



Contents lists available at ScienceDirect

Case Studies on Transport Policy

journal homepage: www.elsevier.com/locate/cstp

Ambient air pollution concentration in Montreal and environmental equity: Are children at risk at school?



Mathieu Carrier^{a,*}, Philippe Apparicio^a, Anne-Marie Séguin^a, Dan Crouse^b

^a Centre Urbanisation Culture Société, Institut national de la recherche scientifique, 385 rue Sherbrooke Est, Montréal, Québec, Canada H2X 1E3
^b McGill University, 805 rue Sherbrooke Ouest, Montréal, Québec, Canada H3A 0B9

ARTICLE INFO

Article history:
 Available online 14 June 2014

Keywords:
 Environmental and social equity
 Transport policies
 Air pollution

ABSTRACT

The analysis of ambient air quality in the environments around elementary schools is an important issue, as children are at school for a large part of the day. This article has two objectives: first, to compare the proportion of major roads and NO₂ concentration levels in city blocks where there are schools with the situation in the rest of the Island of Montreal; and second, to see whether there are significant differences in these pollution indicators according to the levels of socioeconomic deprivation at these schools.

Montreal's 319 elementary schools were geocoded in a geographic information system (GIS). Two types of pollution indicators based on the types of roads and NO₂ concentrations were calculated within a 200-m radius of each city block centroid on the Island of Montreal and of the main building of each elementary school.

Elementary schools, regardless of their level of socioeconomic deprivation, are located in city blocks where there are fewer major roads than in, and generally similar concentrations of NO₂ to, the rest of the Island of Montreal. However, NO₂ concentrations near elementary schools are positively and significantly associated with levels of deprivation at these schools.

This study highlights an issue of environmental equity, in showing that students from socioeconomically disadvantaged backgrounds tend to attend elementary schools located in more polluted environments.

© 2014 World Conference on Transport Research Society. Published by Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Pollutant emissions are one of the major pollutants in urban areas and affect people's quality of life on a number of levels (Briggs et al., 2008; Brunekreef and Holgate, 2002; Hoek et al., 2002). Air pollution also contributes to health inequalities, and the authorities must develop adequate social inclusion policies towards the most vulnerable populations to these pollutants. Vehicular exhaust is the main source of harmful particles that have a detrimental impact on health, especially nitrogen oxides (NO_x) (Cesaroni et al., 2008; Crouse et al., 2009a) and, to a lesser extent, carbon monoxide (CO) (Houston et al., 2004; Rioux et al., 2010). Recent observations in regard to NO₂ levels in the United Kingdom report that the spatial concentrations of this pollutant have

stabilized in recent years. These observations could undermine the authorities' objective of reducing NO₂ concentrations in urban areas (Carslaw et al., 2011).

The highest concentrations of these pollutants are generally found within 200 m of highways and major roads (Brugge et al., 2007). Studies have shown that children are more vulnerable to the effects of high concentrations of various air pollutants due to the fact that their organs and nervous systems are not fully developed (Bolte et al., 2009) and that they inhale more air per unit of body mass (Landrigan et al., 2004), and because of their limited mobility, which tends to restrict them to their residential area (Day and Wager, 2010). A number of studies around the world have also shown that children who attend schools located less than 200 m from a major road, that is, in areas where traffic densities are high and where there are high levels of traffic-related pollutants, are more likely to develop problems associated with asthma and to have reduced lung function (Brunekreef et al., 1997; Clark et al., 2010; Gauderman et al., 2007; Jerrett et al., 2008; Kim et al., 2008). For example, Brunekreef et al. (1997) found that a residential location near major motorways in the Netherlands may lead to reduced lung function in children.

* Corresponding author. Tel.: +1 514 489 8249.
 E-mail addresses: mathieu.carrier@ucs.inrs.ca,
mathieu.carrier@hotmail.com (M. Carrier),
philippe.apparicio@ucs.inrs.ca (P. Apparicio),
anne-marie.seguin@ucs.inrs.ca (A.-M. Séguin),
drcrouse@gmail.com (D. Crouse).

<http://dx.doi.org/10.1016/j.cstp.2014.06.003>

2213-624X/© 2014 World Conference on Transport Research Society. Published by Elsevier Ltd. All rights reserved.

ABSTRACT

The analysis of ambient air quality in the environments around elementary schools is an important issue, as children are at school for a large part of the day. This article has two objectives: first, to compare the proportion of major roads and NO₂ concentration levels in city blocks where there are schools with the situation in the rest of the Island of Montreal; and second, to see whether there are significant differences in these pollution indicators according to the levels of socioeconomic deprivation at these schools.

Montreal's 319 elementary schools were geocoded in a geographic information system (GIS). Two types of pollution indicators based on the types of roads and NO₂ concentrations were calculated within a 200-metre radius of each city block centroid on the Island of Montreal and of the main building of each elementary school.

Elementary schools, regardless of their level of socioeconomic deprivation, are located in city blocks where there are fewer major roads than in, and generally similar concentrations of NO₂ to, the rest of the Island of Montreal. However, NO₂ concentrations near elementary schools are positively and significantly associated with levels of deprivation at these schools.

This study highlights an issue of environmental equity, in showing that students from socioeconomically disadvantaged backgrounds tend to attend elementary schools located in more polluted environments.

Keywords: Environmental equity, elementary schools, air pollution, deprivation, transportation policies, geographic information systems.

Highlights

- Elementary schools are located in city blocks where there are fewer major roads
- NO₂ concentrations near schools are positively associated with levels of deprivation at these schools
- Schools with a higher index of deprivation tend to be located in the most polluted areas

3.1. Introduction

Pollutant emissions are one of the major pollutants in urban areas and affect people's quality of life on a number of levels (Briggs et al., 2008; Brunekreef and Holgate, 2002; Hoek et al., 2002). Air pollution also contributes to health inequalities, and the authorities must develop adequate social inclusion policies towards the most vulnerable populations to these pollutants. Vehicular exhaust is the main source of harmful particles that have a detrimental impact on health, especially nitrogen oxides (NO_x) (Cesaroni et al., 2008; Crouse et al., 2009a) and, to a lesser extent, carbon monoxide (CO) (Houston et al., 2004; Rioux et al., 2010). Recent observations in regard to NO₂ levels in the United Kingdom report that the spatial concentrations of this pollutant have stabilized in recent years. These observations could undermine the authorities' objective of reducing NO₂ concentrations in urban areas (Carslaw et al., 2011).

The highest concentrations of these pollutants are generally found within 200 metres of highways and major roads (Brugge et al., 2007). Studies have shown that children are more vulnerable to the effects of high concentrations of various air pollutants due to the fact that their organs and nervous systems are not fully developed (Bolte et al., 2009) and that they inhale more air per unit of body mass (Landrigan et al., 2004), and because of their limited mobility, which tends to restrict them to their residential area (Day and Wager, 2010). A number of studies around the world have also shown that children who attend schools located less than 200 metres from a major road, that is, in areas where traffic densities are high and where there are high levels of traffic-related pollutants, are more likely to develop problems associated with asthma and to have reduced lung function (Brunekreef et al., 1997; Clark et al., 2010; Gauderman et al., 2007; Jerrett et al., 2008; Kim et al., 2008). For example, Brunekreef et al. (1997) found that a residential location near major motorways in the Netherlands may lead to reduced lung function in children.

The literature on environmental and social equity has focused on the health impacts of the spatial distribution of environmental burdens, and on the lack of amenities experienced by low-income households and ethnic or racial groups in different countries (Schweitzer and Stephenson, 2007; Walker, 2011). Numerous studies have shown that low-income households tend to be located in the most polluted areas in Canada (Buzzelli and Jerrett, 2007; Crouse et al., 2009b), the United States (Chakraborty, 2006, 2009; Pastor et al., 2001), the United

Kingdom (Brainard et al., 2002; Mitchell and Dorling, 2003) and New Zealand (Kingham et al., 2007). In the same vein, other studies have looked at the social impacts of transportation infrastructure (Feitelson, 2002; Hodgson et al., 2013; Thomopolous and Grant-Muller, 2013). More recently, the literature on environmental and social equity has increasingly examined other population groups such as children and older people due to their physiological vulnerability to air pollution (Walker, 2009). Nevertheless, few studies on environmental and social equity and transportation have explored whether children are exposed to high concentrations of air pollutants (Brainard et al., 2002; Crouse et al., 2009b; Mitchell and Dorling, 2003).

This analysis focusing on Montreal has been inspired by these studies on air pollution and social impacts in transportation from the perspective of environmental and social equity. It concentrates, however, on an evaluation of air quality in the environments around elementary schools. Only a few studies in environmental and social equity have emphasized intra-group differences in terms of the exposure to air pollutants.

3.2 Schools, air pollution, environmental and social equity

Numerous studies have been conducted in order to evaluate the association between air quality around schools and various outcomes such as academic performance (Clark et al., 2010; Zahran et al., 2009), mental health (Evans, 2003) and respiratory problems (McConnell et al., 2010; Pastor et al., 2006). In that perspective, the characterization of the socioeconomic status of children attending schools located in areas that are most affected by traffic-related air pollution has become a topic of considerable interest in the literature on environmental and social equity because of the amount of time that children spend at school (Sampson, 2012).

A number of U.S. studies have shown that children from low-income backgrounds and Hispanic or African-American communities are more likely to attend schools that are located near major roads and in the most polluted areas. In California, Green et al. (2004) showed that public schools located within 150 metres of a major road with daily traffic of over 50,000 vehicles were more frequently attended by ethnic minorities (Hispanics and Blacks) and students from low-income households. In other American cities, Chakraborty and Zandbergen (2007) and Stuart and Zeager (2011) in Tampa Bay, and Wu and Batterman (2006) in Detroit found that schools with a high level of deprivation were positively associated with a proximity to major roads and a higher concentration of nitrogen dioxide (NO₂). A recent study by Amram et al. (2011) on large

Canadian urban areas notes that 22% of schools in the most deprived quintile at the census tract level are located less than 75 metres from a major road, compared with 13% of schools in the least deprived quintile. Moreover, a study in Malmö, Sweden shows that children under 15 years of age from low-income households are more exposed to higher concentrations of NO₂ in their home and school environments (Chaix et al., 2006).

3.3 Research objectives

The literature has emphasized the finding that children from low-income households or of low socioeconomic status are more likely than those from more well-off households to attend schools that are located near major roads, where concentrations of pollutants are higher (Amram et al., 2011; Chakraborty and Zandbergen, 2007). This situation is an important issue for understanding health inequalities and developing appropriate social inclusion policies for transportation, as children are vulnerable to pollutants in their environment in two ways. On the one hand, the incomplete development of their organs and nervous systems increases their risks of developing various health problems if they are exposed to high concentrations of pollutants. On the other hand, because children—and especially children from low-income backgrounds—are less mobile, they are more likely to stay in their residential environments.

To our knowledge, no study on environmental and social equity has compared the levels of traffic-related pollutants in the environments around schools with the levels in a larger control area. The emphasis has often been placed on the differences in pollutant concentrations between schools according to their socioeconomic composition. This study has two objectives. It first attempts to determine whether Montreal elementary schools are located in city blocks that are more polluted than in the rest of the Island of Montreal. We then develop an assessment of environmental and social equity by establishing whether the most disadvantaged elementary schools show higher pollution indicators than schools in more well-off areas.

3.4 Methodology

A number of methodological issues have been raised in the literature in order to determine, with considerable precision, the existence of environmental inequities for a given population group. Among the important criteria for a rigorous evaluation of environmental and social equity, Walker

(2010) emphasizes the issue of the choice of the scale of analysis. In concrete terms, this spatial division has to be as fine as possible in order to obtain a good degree of variability of the indicator of exposure to the environmental nuisance across the spatial units in the area under study. This concept of the modifiable areal unit problem (MAUP) has largely been addressed in the literature in environmental and social equity (Bowen, 2002; Schweitzer and Stephenson, 2007), and recently in the literature on transportation (Wang et al., 2011). An inadequate choice of the scale of analysis could lead to errors and misinterpretations, as reported in Bowen (2002). Walker (2010) also considers it appropriate to compare the levels of exposure to the nuisance examined in the target group with the levels for a control group, in order to establish whether these levels are in fact higher in the target group. Consequently, in the context of this study, it is important to select the appropriate spatial division and control groups in order to determine whether or not the elementary schools are located in more polluted environments.

3.4.1 Study area, targeted groups and scale of analysis

This study focuses on the Island of Montreal, which has 1.88 million inhabitants and covers 499 km². This territory is part of the Montreal census metropolitan area (CMA), which is the second most populous metropolis in Canada (with 3.92 million inhabitants). We have only considered the Island of Montreal because air pollution data were only available in that geographic area. More specifically, this study focuses on the environment around Montreal's 319 public elementary schools, excluding schools in Île-Bizard (with a population of 17,950 inhabitants), where no air pollution measurements had been taken (Figure 1).

We selected two control groups—children between 5 and 12 years old, and the total population—the numbers of which were extracted by Statistics Canada from the 2011 census, at the dissemination area (DA) level. The DA is the most accurate unit of analysis on which socioeconomic data are available. Generally, 400 to 700 people reside in a DA, and this spatial unit corresponds to a small area composed of one or more neighbouring blocks (Statistics-Canada, 2011). Concretely, the selection of these two control populations allowed us to compare pollution indicator values between the environments around public elementary schools and residential areas across the entire Island of Montreal. The selection of the control population of children between 5 and 12 years old also enabled us to compare the spatial concentrations of air pollution indicators around the schools and around the residential areas. We were thus able to see whether pollution levels for children were higher at school than in their home

environment. This also allowed us to determine the potential NO₂ exposure for children in this age group as they spent most of their day at school and in their residential area.

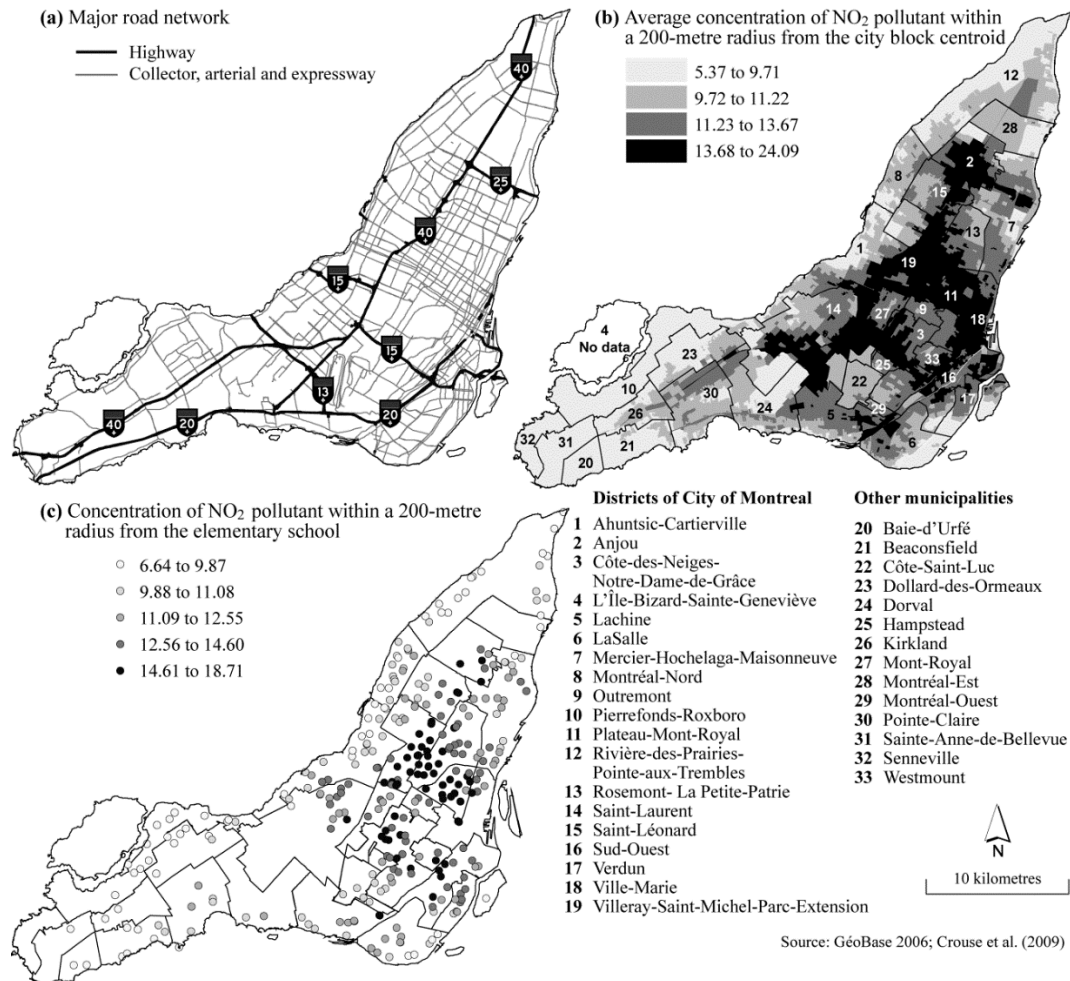


Figure 1. Study area: Schools, major road networks and pollution indicators

Checking for environmental and social inequities for a given population group requires that analyses be performed at a fine geographic scale, as pollution levels can vary greatly at the scales of a neighbourhood, a census tract or a dissemination area. We therefore decided to use the city block, the finest spatial unit provided by Statistics Canada, as our basis for generating pollution indicators. It should be noted that Statistics Canada only provides data on the total population and the number of dwellings at the city block level. To address this issue, we estimated the numbers of 5 to 12 year-olds consistent with the approach recently put forward by Pham et al. (2012), as follows:

$$t_i = t_a \frac{T_i}{T_a}$$

where t_i represents the estimated population of the 5 to 12 year-old group in the city block, t_a is the group's population in the dissemination area, and T_i and T_a are the total population in the block and the dissemination area respectively.

One of the main limitations of this method is related to the assumption of a homogenous distribution for a demographic group at the city block and dissemination area levels. To validate the robustness of the interpolation, we did the same exercise but with data interpolated from the census tract level to the DA level, as suggested by Maantay et al. (2007) and as also done by Pham et al. (2012). The correlation between the interpolated values and those provided by Statistics Canada for the 5 to 12 year-old group at the DA level is 0.87, which is comparable to the results of Maantay et al. (2007) and Pham et al. (2012).

3.4.2 Geocoding of elementary schools

We developed our list of public elementary schools from the data available on the websites of the five school boards covering the territory of the Island of Montreal. We then validated this list with data from the Québec Ministry of Education, Recreation and Sports. After this, the schools were geocoded in a GIS (ArcGIS version 10.1) according to their postal codes, and a correction was finally effected to ensure that the points for the schools were placed in the centre of each main building by using the online high-resolution imagery basemaps of ArcGIS (ESRI, 2011). The Google Maps website was also used to validate this process for each of the 319 schools.

3.4.3 Determination of socioeconomic deprivation levels for elementary schools

The authority in charge of school tax on the Island of Montreal (Le comité de gestion de la taxe scolaire de l'île de Montréal, or CGTSIM) has established the socioeconomic deprivation levels (or "underprivileged status") of all elementary schools located on the Island of Montreal (CGTSIM, 2013). To set these levels, the CGTSIM first develops an "overall underprivileged index," by using four variables from the 2006 Canadian census data collected by Statistics Canada and establishing the respective weight of these variables in the index calculation as follows: low income (50%), mother's education (16.67%), female lone-parent families (16.67%)

and parents' economic activity (16.67%). The index is applied to 470 zones determined by the CGTSIM and located on the Island of Montreal. Using the postal code for his or her home address, each student is assigned a value for the "index of underprivileged status" associated with one of the 470 zones where he or she lives. The overall underprivileged index can vary from 0 (absence of deprivation) to 100 (all of the students live in an area with a high level of socioeconomic deprivation). The CGTSIM then assigns an index of underprivileged status to each elementary school by adding all the values of the students' indices and dividing this by the total number of students in the school. This index ranges from 0.47 to 44.69 (mean = 15.58 and SD = 9.36), that is, from a low to a high level of deprivation.

3.4.4 Air pollution indicators

The operations involved in constructing the pollution indicators were carried out in ArcGIS (ESRI, 2011). All of the values for these indicators were calculated both for the areas around—and within 200 metres of—elementary schools and all city block centroids on the Island of Montreal. Two types of pollution indicators were developed.

The first pollutant estimation measurements were created by using a spatial database from 2006 of all the streets on the Island of Montreal (Geobase) where various indicators of major road lengths were calculated in the areas within a 200-metre radius of the elementary schools and city blocks. The distance of 200 metres was chosen as the effects of air pollutants are rarely felt beyond this distance. Brugge et al. (2007) have reported that the spatial concentrations of air pollutants from highways rapidly decline from 0 to 200 metres. These buffer zones were demarcated around the centroid of the area occupied for residential purposes in each city block on the Island of Montreal. These estimation measurements represent a proxy of air pollution following from the postulate that pollution levels should be higher near major roads and highways. The length of major roads simply corresponds to the sum of the lengths of all road sections associated with their hierarchies (as secondary roads or highways) in each buffer zone. The indicators developed are related to: 1) the length of the highway network within the 200-metre radius around schools and city block centroids; 2) the length of secondary roads—collector, arterial and express roads; and 3) the length of highways and secondary roads.

For the second type of pollution indicators, we used a series of data created by a team of McGill University researchers who had measured NO₂ concentrations during the months of May,

August and December 2006 at 133 locations on the Island of Montreal (Crouse et al., 2009a). A pollution map for the entire island was then generated by using land-use regression at a fine spatial resolution (Crouse et al., 2009b). This technique consists in constructing a regression equation with the observations at the 133 points sampled for the concentration of a pollutant as the dependent variable, and a whole series of independent variables, especially the proximity to major roads and highways, the length of sections of road near the sampling location, traffic flows, residential density, and the presence of industrial facilities (Crouse et al., 2009a; Ryan and LeMasters, 2007). Once a robust regression model has been obtained (with a high R^2), the equation is applied to the entire territory. Using the map of pollutant emissions thus developed, we then calculated the average NO_2 value within a 200-metre radius of each elementary school on the Island of Montreal and of each city block centroid. However, we also need to remember that the NO_2 concentrations are derived from the results of land-use regression modelling using data observed over a period of three different months. But this may mask considerable variations in such concentrations according to the day of the week and the time of day. In sum, it is important here to distinguish between the notions of the concentration of a pollutant and an individual's exposure to pollutants. The latter is related to the period of time spent in an environment and the quantity of pollutants to which the individual is exposed (Janssen and Mehta, 2006).

3.4.5 Statistical analyses

In order to determine whether there are environmental and social inequities affecting public elementary schools with higher levels of socioeconomic deprivation, we employed four types of statistical analyses widely used in studies on environmental and social equity (Apparicio et al., 2010; Briggs et al., 2008; Kingham et al., 2007). We also decided not to conduct regression modelling because we wanted to place the emphasis on comparing air pollutant concentration levels and the length of major roads between the students enrolled in the elementary schools and the two control groups.

In keeping with our first objective, the first two statistical analyses were designed to show whether the schools were located in city blocks that were more polluted than in the rest of the Island of Montreal through: 1) a comparison of the univariate statistics for the pollution indicators weighted by the number of students enrolled in elementary schools, the total population, and the number of 5 to 12 year-olds per city block; and 2) a t-test to compare the mean values of the

pollution indicators calculated within 200 metres of city blocks that have an elementary school weighted by the number of enrolled students, and for city blocks without an elementary school weighted by the number of 5 to 12 year-olds.

Next, in line with our second objective, we performed two other statistical analyses to determine whether the most disadvantaged elementary schools showed higher pollution indicators than the more well-off elementary schools. Thirdly, we calculated Spearman correlation coefficients between the elementary schools' socioeconomic deprivation levels and the pollution indicators calculated within 200 metres of these schools. Due to the fact that the association between the level of deprivation index for elementary schools and the pollution indicators might not be linear, we conducted a fourth statistical analysis. We conducted a t-test analysis to compare the mean values of the pollution indicators for the extreme quintiles (first and last quintiles) of the school deprivation index, an exercise conducted, among others, by Kingham et al. (2007) and Briggs et al. (2008). These analyses were performed in SAS version 9.2 (SAS Institute Inc).

3.5 Results

Descriptive statistics for the pollution indicators on the Island of Montreal

The univariate statistics for the four pollution indicators weighted by the total population as reported in the 2011 Canadian census, the number of 5 to 12 year-olds and the number of students enrolled in public elementary schools at the city block level are presented in Table 1.

An analysis of these statistics shows that the level of NO₂ and the length of major roads are not as great when they are weighted by the number of students enrolled in elementary schools. The difference is even larger for all the pollution indicators when we compare the number of students enrolled in elementary schools and the total population. So we find that elementary-level students go to schools where there is a slightly lower concentration of NO₂ (mean = 11.99 parts per billion (ppb) and median = 11.57 ppb, compared with 12.29 ppb and 12.05 ppb for the total population) and where there are shorter major roads and highway sections (mean = 359 m and median = 300 m, compared with 466 m and 383 m for the total population). It was not however unexpected to find a much smaller gap between the statistics obtained for the number of 5 to 12 year-olds and the number of students enrolled in elementary schools. These first results show that elementary schools tend to be located in areas that are less polluted by NO₂, and with shorter lengths of major roads in comparison with the total population of the Island of Montreal.

Finally, it is worth noting that all the values of the air pollutants around elementary schools shown in Figure 1 are below the threshold set by the World Health Organization (WHO) (Forastiere et al., 2006).

Table 1. Univariate statistics for the pollution indicators within a distance of 200 metres from the city block centroid weighted by the total population, the number of 5 to 12 year-olds, and the number of students enrolled in public elementary schools

Indicator	Weighting	N	Mean	P5	P25	P50	P75	P95
Highw	Total population	12,979	50	0	0	0	0	389
	5-12 year-olds	12,979	51	0	0	0	0	430
	Elementary schools	319	33	0	0	0	0	0
CollExp	Total population	12,979	416	0	0	374	695	1,101
	5-12 year-olds	12,979	375	0	0	333	656	1,061
	Elementary schools	319	<i>327</i>	0	0	<i>287</i>	<i>551</i>	<i>1,026</i>
HCE	Total population	12,979	466	0	0	383	723	1,304
	5-12 year-olds	12,979	425	0	0	352	701	1,236
	Elementary schools	319	<i>359</i>	0	0	<i>300</i>	<i>595</i>	<i>1,127</i>
NO ₂	Total population	12,979	12.29	8.35	10.25	12.05	14.39	16.64
	5-12 year-olds	12,979	12.01	8.17	<i>10.04</i>	11.66	<i>13.98</i>	16.42
	Elementary schools	319	<i>11.99</i>	<i>8.09</i>	10.15	<i>11.57</i>	14.08	<i>16.39</i>

Highw: length of highways by city block (in metres); CollExp: length of collector, arterial and express roads by city block; HCE: length of highways, collector, arterial and express roads by city block; NO₂: mean concentration of NO₂ by city block.

P5= 5th percentile; P25= first quartile; P50= median; P75= third quartile; P95= 95th percentile. Bold typeface indicates the strongest values for each statistical measurement; italics, the weakest.

Comparison between the mean pollutant values for elementary schools and city blocks

We performed a t-test to compare the mean values for the four pollution indicators at the level of city blocks with or without an elementary school weighted by various count variables. For city blocks without a school, the pollution indicators are weighted by the number of 5 to 12 year-olds and the total population. For city blocks with a school, the pollution indicators are weighted by the number of students enrolled in elementary schools (Table 2).

At a 0.05 threshold of significance, city blocks with public elementary schools show shorter average lengths of nearby highways and collector, arterial and express roads and lower average NO₂ concentrations when compared with Montreal city blocks weighted by the number of 5 to 12 year-olds and the total population. However, the difference in the average NO₂ concentrations is not significant between city blocks with elementary schools and other city blocks weighted by the number of 5 to 12 year-olds. This indicates that, on average, elementary schools are located in city blocks showing levels of NO₂ pollution indicators that are slightly lower than those for the rest of the Island of Montreal, and where there are shorter lengths of major roads and highways nearby. Consequently, the results of this second analysis point in the same direction as the previous analysis, in showing an advantageous geographic location for the elementary schools in comparison with city blocks without such schools.

Table 2. Comparison of the mean values of the pollution indicators within 200 metres of city block centroids without a public elementary school weighted by the total population and the number of 5 to 12 year-olds, and of the pollution indicators for city blocks with a public elementary school weighted by the number of enrolled students

City blocks without schools (G1)	City blocks with a school (G2)	Highways (metres)				Collector, arterial and express roads (metres)			
		Mean		Difference		Mean		Difference	
Weighting	Weighting	G1	G2	Diff	P	G1	G2	Diff	P
Total population	Enrolled students	50.6	32.5	18.1	0.053	417.9	326.8	91.1	0.000
5-12 year-olds	Enrolled students	51.9	32.5	19.4	0.052	376.1	326.8	49.3	0.012
		Highways, collector, arterial and express roads (metres)				NO ₂ (ppb)			
Total population	Enrolled students	468.5	359.4	109.1	0.000	12.29	11.99	0.30	0.034
5-12 year-olds	Enrolled students	428.0	359.4	68.6	0.003	12.01	11.99	0.02	0.871

If the variances of the two groups are unequal (with P<0.05), the Satterthwaite variance estimator is used for the t-test; otherwise, the pooled variance estimator is used.

Correlation between the pollutants and the school deprivation index

Spearman correlation coefficients were calculated to see whether there were significant linear relationships between the Montreal elementary schools' socioeconomic deprivation index and the four pollution indicators weighted by the number of students (Table 3). First, only one

correlation was found to be moderate—that is, the correlation between the elementary schools’ socioeconomic deprivation index, weighted by the number of students, and the NO₂ concentration (r=0.410; 95% CI: 0.314 to 0.497)—thus revealing an environmental and social inequity in terms of the schools that students from disadvantaged backgrounds attend. Next, an increase in the elementary schools’ level of socioeconomic deprivation was also tied to an increase in the length of major roads in their immediate environment, but this relationship was relatively weak (r=0.118; 95% CI: 0.008 to 0.224). The other correlations between the elementary schools’ level of deprivation and the pollution indicators were found to be weak and not significant at a 0.05 threshold. In sum, socially deprived students are more likely to attend schools located in the most polluted areas, especially in terms of NO₂ concentrations.

Table 3. Spearman correlation coefficients between the pollution indicators within 200 metres and the level of deprivation of public elementary schools

Level of deprivation of elementary schools	Length of major roads near the city block			Land-use regression
	Highw	CollExp	HCE	NO ₂
	0.027	0.118**	0.107*	0.410***

* P<0.10. ** P<0.05. *** P<0.01. N=319.

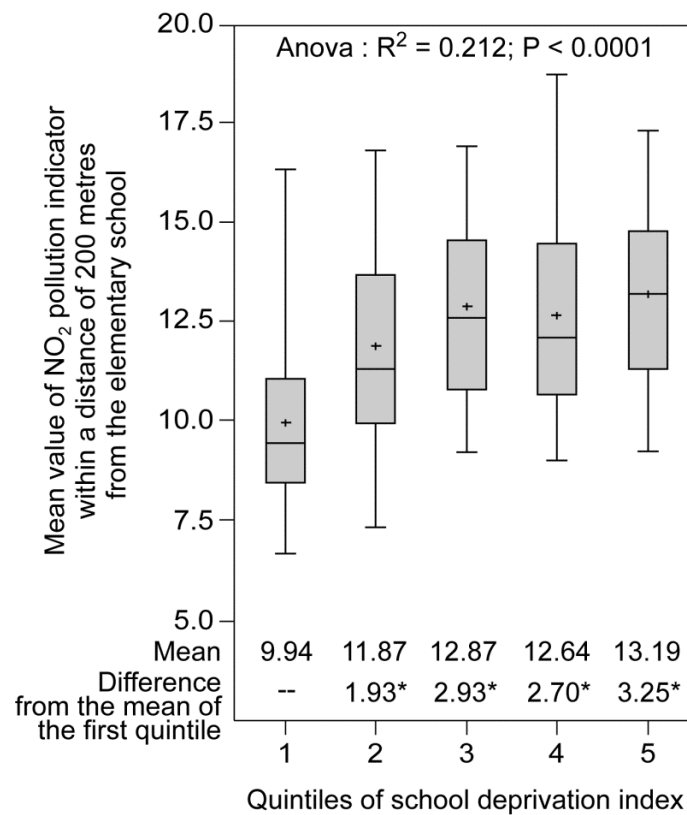
Comparison of mean pollutant values between the first and fifth quintiles of the school deprivation index

The findings of the analysis shown in Table 4 indicate that the elementary schools in the most deprived quintile tend to be located in areas with longer lengths of highways and collector, arterial and express roads compared with schools in the least deprived quintile. However, these differences between the means are not statistically significant for highways at a threshold of 0.10. Moreover, the mean NO₂ concentration for the fifth quintile of socioeconomic deprivation of elementary schools is 13.00 ppb, compared with 10.02 ppb for the first quintile, which represents a difference of 2.98 ppb in the concentration of this pollutant. So this points to a situation of environmental and social inequity, in indicating that the students attending the schools that present the greatest deprivation are more exposed to air pollution. This finding is further confirmed by an analysis of the boxplots shown in Figure 2.

Table 4. Comparison of the mean values of the pollution indicators within 200 metres between the first and last quintiles of the school deprivation index weighted by the number of enrolled students

Highways (metres)				Collector, arterial and express roads (metres)			
Q1	Q5	Diff	P	Q1	Q5	Diff	P
3.9	45.1	-41.2	0.156	206.9	316.6	-109.7	0.051

Highways, collector, arterial and express roads (metres)				NO ₂ (ppb)			
Q1	Q5	Diff	P	Q1	Q5	Diff	P
210.8	361.6	150.8	0.026	10.02	13.00	-2.98	0.001



Note: Tukey test for comparison of the mean values.
 * Significant difference at $P=0.01$.

Figure 2. Boxplot of the NO₂ pollution indicator according to the quintiles of deprivation of elementary schools

3.6 Discussion

Two main findings have come out of our study in terms of the concentration of pollutants within a 200-metre radius of elementary schools. The first finding is encouraging, in that all the elementary schools, regardless of their level of socioeconomic deprivation, tend to be located in city blocks that are characterized by having shorter total lengths of major roads nearby than the city-wide average. Additionally, the average concentrations of NO₂ around elementary schools are lower than those around all city blocks on the Island of Montreal weighted by the total population. This first finding is however tarnished by the existence of a situation of environmental and social inequity when we introduce the level of socioeconomic deprivation of the various elementary schools. A higher level of socioeconomic deprivation for elementary schools is associated with an increase in NO₂ levels in their immediate environment, as indicated by the Spearman correlation coefficients. Moreover, schools in the last quintile of deprivation are located in areas where the NO₂ concentration (mean = 13.00 ppb) is higher than for schools located in more well-off areas (mean = 10.02 ppb). Moreover, the level of NO₂ in the last quintile of deprivation is higher than the mean concentration in the Island of Montreal (mean = 12.29 ppb). The results of this study, showing that the most deprived schools are located in environments that are significantly more polluted, are in line with the findings of earlier studies on the same topic in Detroit (Wu and Batterman, 2006), Tampa Bay (Chakraborty and Zandbergen, 2007; Stuart and Zeager, 2011), and other Canadian cities (Amram et al., 2011). But just how important is this situation in terms of the health risks for students attending schools where the concentrations of pollutants are the highest? A further analysis allows us to evaluate the health risks for students going to schools where there are higher levels of air pollutants. The World Health Organization (WHO) has determined that annual concentrations of NO₂ should not exceed 40 µg/m⁻³ (Forastiere et al., 2006). The mean concentration of this pollutant is 13.00 ppb in the environments around Montreal schools in the last quintile of deprivation, and the maximum value for all the schools is 18.7 ppb, which are respectively equivalent to 24.44 and 35.16 µg/m⁻³, that is, a lower level than the threshold set by the WHO. It should however be noted that 11 elementary schools are located less than 200 metres from a highway, as shown in Figure 3, and that seven of them are in the fourth and fifth quintiles of deprivation.

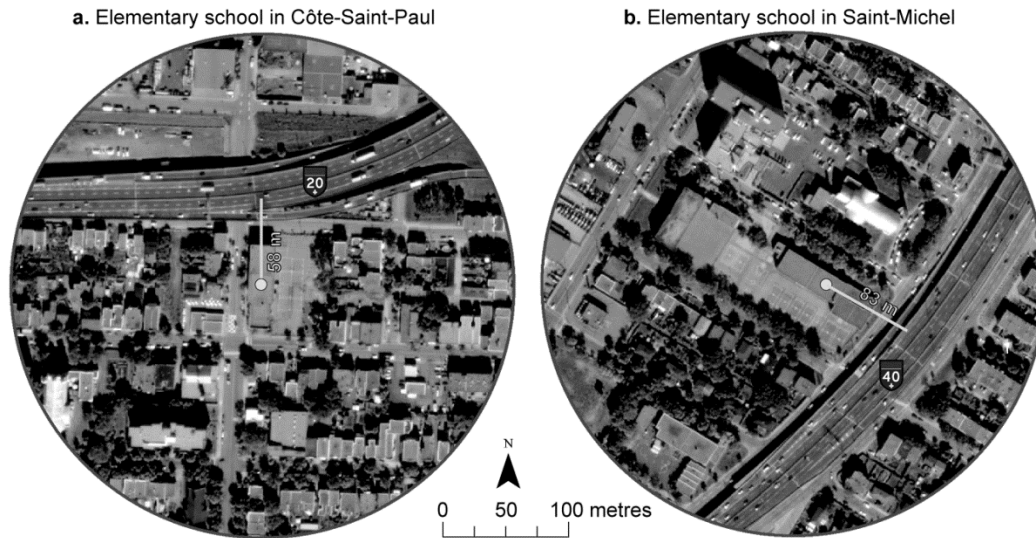


Figure 3. Examples of two public elementary schools located less than 200 metres from a highway
Potential solutions for tackling air pollution inequities at school

This section examines two possible avenues for solutions designed to ensure, on the one hand, that new elementary schools are not located in areas with the highest concentrations of pollutant emissions, or, on the other, that mitigation measures are taken to reduce the disadvantages associated with the most problematic locations. The first potential solution is a normative approach prohibiting the building of new schools near major traffic arteries. The second approach, based on one of the conceptions of equity in transportation policies, consists in developing compensatory measures for elementary schools affected by the highest levels of environmental nuisances stemming from road transportation.

In light of these health risks, six American states have set tighter urban planning standards in regard to the development of sensitive-use facilities such as schools and playgrounds near major traffic arteries. Moreover, only six states require environmental assessments in school siting processes (Sampson, 2012). The State of California has adopted the strictest planning norms. Since 2003, this state has prohibited the building of “new school sites within 500 feet (166 metres) of the edge of the closest traffic lane of a freeway or busy traffic corridor” (California, 2003).

To our knowledge, in Canadian provinces, unlike the situation in the U.S., no urban planning standards appear to have been set up governing the building of new elementary schools. The Canadian approach seems to instead emphasize the making of recommendations. For example,

in British Columbia (Canada), the Ministry of Environment has recommended the keeping of a buffer zone of 150 metres between major roads and sensitive-use facilities such as schools or hospitals (Environment, 2006). In the same vein, in line with current Québec provincial legislation on urban planning, Montreal's master plan must "identify the thoroughfares whose present or planned presence in a place results in land occupation near this place being subject to major restrictions for reasons of public safety, public health or general welfare" (Quebec, 2013). The council of a municipality may then adopt a zoning by-law to "regulate or prohibit all or certain land uses, taking into account the proximity of a place where the present or planned presence or carrying out of an immovable or an activity results in land occupation being subject to special restrictions for reasons of public safety, public health or general welfare" (Quebec, 2013).

A normative approach as in California—that is, the setting of a minimum distance of no less than 200 metres—could be adopted in Québec's urban planning regulations to prohibit the location of sensitive-use facilities near major traffic arteries, given the potential risk to the health of local children. A ministerial decree could thus be issued in Québec to ensure that, in all municipalities, no sensitive-use facility could be built at a certain distance from a major traffic artery in view of the public health risks. These municipalities would then be obliged to include in their zoning by-laws the prohibition against targeted uses at a specific distance from a section of highway or major traffic artery in order to comply with the government's decision. Finally, the City of Montreal has recently conducted experiments aimed at reducing the speed limits on the arterial network. A speed reduction would considerably reduce air pollutant emissions and road traffic noise levels. This project could be specifically implemented at a certain distance from all elementary schools during class hours.

Consideration of the social impacts associated with road transportation projects has been a particular focus of attention in the recent literature in order to ensure that the benefits and costs linked to transport infrastructures are equitably distributed between population groups.

The notion of compensatory equity is increasingly being taken into account in methods of evaluating the social impacts of transportation projects (Geurs et al., 2009; Thomopolous et al., 2009). The overall idea is that individuals disproportionately affected by a transportation project should be compensated by those benefiting the most from the project (Thomopolous et al., 2009). An approach of this kind could be relevant in mitigating impacts related to road transportation around elementary schools. Putting this into practice could, for example, take the

form of mitigation measures under the responsibility of public authorities in order to improve air quality near elementary schools associated with Island of Montreal school boards where the highest levels of pollutants are observed. These investments could be used to build noise barriers and plant trees and to carry out greening measures in schoolyards. These actions would be beneficial in, among other things, helping to reduce noise pollution, to absorb a portion of pollutant emissions and to lessen the heat-island effect (Akbari et al., 2001).

3.7 Conclusion and limitations

Finally, we want to emphasize the importance of performing this kind of analysis with different indicators of exposure to pollution prior to suggesting the existence of a situation of environmental and social inequity. If, for example, in the context of this study, we had only used indicators associated with the length of major roads and highways, we could have maintained that the situation of environmental and social inequity in regard to disadvantaged public elementary schools in Montreal was not very marked. But when we then performed further analyses using the NO₂ indicator, we were able to highlight more substantial inequities.

In order to further refine our results and to more systematically deal with the question of exposure, additional studies could be carried out. On the one hand, for a sample of schools, pollution monitors could be placed in schoolyards during class times. On the other hand, a sample of students could be equipped with monitors to determine their levels of exposure to pollutants throughout the day during a given time period. We could then establish whether the children's levels of exposure were higher in their home or school environments.

Finally, this study emphasizes two important elements in the assessment of transportation-related environmental and social equity for children. On the one hand, this study indicates the importance of comparing the situation of a particular group with that of a control population (i.e. children at school compared with children at home). On the other hand, the performing of intra-group comparisons according to the level of deprivation, as advocated by Collins et al. (2011), constitutes a recent advance in studies in environmental and social equity.

3.8 References

Akbari, H., Pomerantz, M., Taha, H. (2001) 'Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas', *Solar Energy*, 70(3), pp. 295-310.

Amram, O., Abernethy, R., Brauer, M., Davies, H., Allen, R. (2011) 'Proximity of public elementary schools to major roads in Canadian urban areas', *International Journal of Health Geographics*, 10(68), pp. 1-11.

Apparicio, P., Cloutier, M.-S., Séguin, A.-M., Ades, J. (2010) 'Accessibilité spatiale aux parcs urbains pour les enfants et injustice environnementale : exploration du cas montréalais', *Revue Internationale de Géomatique*, 20(3), pp. 363-389.

Bolte, G., Tamburlini, G., Kohlhuber, M. (2009) 'Environmental inequalities among children in Europe - evaluations of scientific evidence and policy implications', *European Journal of Public Health*, 20(1), pp. 14-20.

Bowen, W. (2002) 'An analytical review of environmental justice research: what do we really know?', *Environmental Management*, 29(1), pp. 3-15.

Brainard, J., Bateman, I., Lovett, A., Fallon, P. (2002) 'Modelling environmental equity: access to air quality in Birmingham, England', *Environment and Planning A*, 34(4), pp. 695-716.

Briggs, D., Abellan, J., Fecht, D. (2008) 'Environmental inequity in England: small area associations between socio-economic status and environmental pollution', *Social Science and Medicine*, 67(10), pp. 1612-1629.

Brugge, D., Durant, J., Rioux, C. (2007) 'Near-highway pollutants in motor vehicle exhaust: A review of epidemiologic evidence of cardiac and pulmonary health risks', *Environmental Health*, 6(23), pp. 1-12.

Brunekreef, B., Holgate, S. (2002) 'Air Pollution and Health', *Lancet*, 360(9341), pp. 1233-1242.

Brunekreef, B., Janssen, N., Hartog, J., Harssema, H., Knape, M., van Vliet, P. (1997) 'Air pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways', *Epidemiology*, 8(3), pp. 298-303.

Buzzelli, M., Jerrett, M. (2007) 'Geographies of susceptibility and exposure in the city: environmental inequity of traffic-related air pollution in Toronto', *Canadian Journal of Regional Science*, 30(2), pp. 195-210.

California, S.o. (2003) 'State Bill Number 352'.

Carshaw, D., Beevers, S., Tate, J., Westmoreland, E., Williams, M. (2011) 'Recent evidence concerning higher NO_x emissions from passenger cars and light duty vehicles', *Atmospheric Environment* 45(39), pp. 7053-7063.

Cesaroni, G., Badaloni, C., Porta, D., Forastiere, F., Perucci, C.A. (2008) 'Comparison between various indices of exposure to traffic-related air pollution and their impact on respiratory health in adults', *Occup Environ Med*, 65(10), pp. 683-690.

CGTSIM (2013) 'Classification des écoles primaires et classification des écoles secondaires selon leur indice de défavorisation'.

Chaix, B., Gustafsson, S., Jerret, M., Kristerson, H., Lithman, T., Boalt, A., Merlo, J. (2006) 'Children's exposure to nitrogen dioxide in Sweden: investigating environmental injustice in an egalitarian country', *Journal of Epidemiology and Community Health* 60(3), pp. 234-241.

Chakraborty, J. (2006) 'Evaluating the environmental justice impacts of transportation improvement projects in the US', *Transportation Research Part D*, 11, pp. 315-323.

Chakraborty, J. (2009) 'Automobiles, air toxics, and adverse health risks: environmental inequities in Tampa Bay, Florida', *Annals of Association of American Geographers*, 99(4), pp. 674-697.

Chakraborty, J., Zandbergen, P.A. (2007) 'Children at risk: measuring racial/ethnic disparities in potential exposure to air pollution at school and home', *Journal of Epidemiology and Community Health* 61(12), pp. 1974-1979.

Clark, N.A., Demers, P.A., Karr, C.J., Koehoorn, M., Lencar, C., Tamburic, L., Brauer, M. (2010) 'Effect of early life exposure to air pollution on development of childhood asthma', *Environmental Health Perspectives*, 118(2), pp. 284-290.

Collins, T., Grineski, S.E., Chakraborty, J., McDonald, Y. (2011) 'Understanding Environmental Health Inequalities through Comparative Intracategorical Analysis: Racial/ethnic Disparities in Cancer Risks from Air Toxics in El Paso County, Texas', *Health & Place*, 17(1), pp. 335-344.

Crouse, D., Goldberg, M., Ross, N. (2009a) 'A prediction-based approach to modelling temporal and spatial variability of traffic-related air pollution in Montreal, Quebec', *Atmospheric Environment* 43(32), pp. 5075-5084.

Crouse, D., Ross, N., Goldberg, M. (2009b) 'Double burden of deprivation and high concentrations of ambient air pollution at the neighbourhood scale in Montreal, Canada', *Social Science & Medicine*, 69(6), pp. 971-981.

Day, R., Wager, F. (2010) 'Parks, streets and "just empty space": the local environmental experiences of children and young people in a Scottish study', *Local Environment: The International Journal of Justice and Sustainability*, 15(6), pp. 509-523.

Environment, B.C.M.o. (2006) 'Environmental Best Management Practices for Urban and Rural Land Development in British Columbia'.

ESRI (2011) 'ArcGIS Desktop: Release 10', Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.

Evans, G. (2003) 'The built environment and mental health', *Journal of Urban Health*, 80(4), pp. 536-555.

Feitelson, E. (2002) 'Introducing environmental equity dimensions into sustainable transport discourse: issues and pitfalls', *Transportation Research Part D*, 7(2002), pp. 99-118.

Forastiere, F., Peters, A., Kelly, F., Holgate, S.T. (2006) 'Nitrogen dioxide', *Air quality guidelines : global update 2005*, WHP, Copenhagen, Denmark.

Gauderman, J., Vora, H., McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., al., e. (2007) 'Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study', *Lancet*, 369(9561), pp. 571-577.

Geurs, K., Boone, V., Van Wee, B. (2009) 'Social impacts of transport: Literature review and the state of the practice of transport appraisal in the Netherlands and the United Kingdom', *Transport Reviews*, 29(1), pp. 69-90.

Green, R.S., Smorodinsky, S., Kim, J.J., McLaughlin, R., Ostro, B. (2004) 'Proximity of California public schools to busy roads', *Environmental Health Perspectives*, 112(1), pp. 61-66.

Hodgson, S., Namdeo, A., Araujo-Soares, V., Pless-Mulloli, T. (2013) 'Towards an interdisciplinary science of transport and health: a case study on school travel', *Journal of Transport Geography*, 2, pp. 70-79.

Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P., Van Den Brandt, P.A. (2002) 'Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study', *Lancet*, 360(9341), pp. 1203-1209.

Houston, D., Wu, J., Ong, P., Winer, A. (2004) 'Structural disparities of urban traffic in southern California: implications for vehicle-related air pollution exposure in minority and high-poverty neighborhoods', *Journal of Urban Affairs*, 26(5), pp. 565-592.

Janssen, N., Mehta, S. (2006) 'Human exposure to air pollution', *Quality guidelines: global update 2005*, World Health Organization (WHO), Copenhagen, Denmark.

Jerrett, M., Shankardass, K., Berhane, K., al. (2008) 'Traffic-related air pollution and asthma onset in children: a prospective cohort study with individual exposure measurement', *Environmental Health Perspectives*, 116(10), pp. 1433-1438.

Kim, J.J., Huen, K., Adams, S., al., e. (2008) 'Residential traffic and children's respiratory health', *Environmental Health Perspectives*, 116(9), pp. 1274-1279.

Kingham, S., Pearce, J., Peyman, Z. (2007) 'Driven to injustice? Environmental justice and vehicle pollution in Christchurch, New Zealand', *Transportation Research Part D*, 12(4), pp. 254-263.

Landrigan, P., Kimmel, C., Correa, A. (2004) 'Children's health and the environment: Public health issues and challenges for risk assessment', *Environ Health Perspect*, 112, pp. 57-65.

Maantay, J.A., Maroko, A.R., Hermann, C. (2007) 'Mapping population distribution in the urban environment: The cadastral-based expert dasymetric system (CEDS)', *Cartography and Geographic Information Science*, 34(2), pp. 77-102.

McConnell, R., Islam, T., Shankardass, K. (2010) 'Childhood incident asthma and traffic-related air pollution at home and school', *Environ Health Perspect*, 118(7), pp. 1021-1026.

Mitchell, G., Dorling, D. (2003) 'An environmental justice analysis of British air quality. ', *Environment and Planning A* 35(5), pp. 909-929.

Pastor, M., Morello-Frosch, R., Sadd, J. (2006) 'Breathless: schools, air toxics, and environmental justice in California', *Policy Studies Journal*, 34(3), pp. 337-362.

Pastor, M., Sadd, J., Hipp, J. (2001) 'Which came first? Toxic facilities, minority move-in and environmental justice', *Journal of Urban Affairs*, 23(1), pp. 1-21.

Pham, T.-T.-H., Apparicio, P., Séguin, A.-M., Landry, S., Gagnon, M. (2012) 'Spatial distribution of vegetation in Montreal: An uneven distribution or environmental inequity?', *Landscape and Urban Planning*, 107(3), pp. 214-224.

Quebec (2013) 'Loi sur l'aménagement et l'urbanisme', *Gazette officielle du Québec*.

Rioux, C., Gute, D., Brugge, D., Peterson, S., Parmenter, B. (2010) 'Characterizing urban traffic exposures using transportation planning tools: an illustrated methodology for health researchers', *Journal of Urban Health* 87(2), pp. 167-188.

Ryan, P., LeMasters, G. (2007) 'A Review of Land-use Regression Models for Characterizing Intraurban Air Pollution Exposure', *Inhalation Toxicology*, 19(1), pp. 127-133.

Sampson, N. (2012) 'Environmental justice at school: understanding research, policy, and practice to improve our children's health', *Journal of School Health*, 82(5), pp. 246-252.

SAS Institute Inc 'SAS version 9.3', Cary, NC, USA.

Schweitzer, L., Stephenson, J. (2007) 'Right answers, wrong questions: environmental justice as urban research', *Urban Studies*, 44(2), pp. 319-337.

Statistics-Canada (2011) '2011 Census data'.

Stuart, A., Zeager, M. (2011) 'An inequality study of ambient nitrogen dioxide and traffic levels near elementary schools in the Tampa area', *Journal of Environmental Management*, 92(8), pp. 1923-1930.

Thomopolous, N., Grant-Muller, S. (2013) 'Incorporating equity as part of the wider impacts in transport infrastructure assessment: An application of the SUMINI approach', *Transportation*, 40, pp. 315-345.

Thomopolous, N., Grant-Muller, S., Tight, M.R. (2009) 'Incorporating equity considerations in transport infrastructure evaluation: Current practice and a proposed methodology', *Evaluation and Program Planning*, 32(4), pp. 351-359.

Walker, G. (2009) 'Beyond distribution and proximity: exploring the multiple spatialities of environmental justice', *Antipode*, 41(4), pp. 614-636.

Walker, G. (2010) 'Environmental justice, impact assessment and the politics of knowledge: The implications of assessing the social distribution of environmental outcomes ', *Environmental Impact Assessment Review*, 30, pp. 312-318.

Walker, G. (2011) 'Environmental justice: concepts, evidence and politics', in Routledge (ed), New York.

Wang, C., Quddus, M., Ryley, T., Enoch, M., Davison, L. (2011) 'Spatial models in transport: a review and assessment of methodological issues', *Transportation Research Board 91st Annual Meeting Washington DC*.

Wu, Y.-C., Batterman, S.A. (2006) 'Proximity of schools in Detroit, Michigan to automobile and truck traffic', *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 16(5), pp. 457-470.

Zahran, S., Mielke, H., Weiler, S., Berry, K., Gonzales, C. (2009) 'Children's blood lead and standardized test performance response as indicators of neurotoxicity in metropolitan New Orleans elementary schools', *Neurotoxicology*, 30(6), pp. 888-897.

CHAPITRE 4 – ARTICLE 3

Title: Road traffic noise in Montreal and environmental equity: What is the situation for the most vulnerable population groups?

Journal: Journal of Transport Geography

Word count of abstract: 217 words

Word count of body of text: 6823 words (with the bibliography)

Authors and affiliations

Mathieu Carrier, PhD candidate* - Corresponding author
385 rue Sherbrooke Est, Montréal (Québec), Canada
H2X 1E3
mathieu.carrier@ucs.inrs.ca
(514) 499-8249

Philippe Apparicio, PhD
385 rue Sherbrooke Est, Montréal (Québec), H2X 1E3
philippe.apparicio@ucs.inrs.ca

Anne-Marie Séguin, PhD
385 rue Sherbrooke Est, Montréal (Québec), H2X 1E3
Anne-marie.seguin@ucs.inrs.ca

Soumission: Journal of Transport Geography, 23 février 2015

Ms. Ref. No.: JTRG-D-15-00093

Title: Road traffic noise in Montreal and environmental equity: What is the situation for the most vulnerable population groups?

Journal of Transport Geography

Dear Mr. Mathieu Carrier,

Thank you for sending your paper to the Journal of Transport Geography. Your submission "Road traffic noise in Montreal and environmental equity: What is the situation for the most vulnerable population groups?" has been assigned manuscript number JTRG-D-15-00093.

To track the status of your paper, please do the following:

1. Go to this URL: <http://ees.elsevier.com/jtrg/>
2. Enter your login details
3. Click [Author Login]
This takes you to the Author Main Menu.
4. Click [Submissions Being Processed]

I will make a decision on publication in about three months time after receiving referees' reports.

Kind regards,

Tim Schwanen

Editor

Journal of Transport Geography

Journal of Transport Geography

Contact us Help ?

Maintenance outages between October-December 2015 ... [more](#)
'My EES Hub' available for consolidated users ... [more](#)

home | main menu | submit paper | guide for authors | register | change details | log out

Username: mathieu.carrier@ucs.inrs.ca
Switch To: Go to: [My EES Hub](#)

Version: EES_20

Submissions with an Editorial Office Decision for Author Mathieu Carrier

Page: 1 of 1 (1 total completed submissions) Display 10 results per page.

Action	Manuscript Number	Title	Initial Date Submitted	Status Date	Current Status	Date Final Disposition Set	Final Disposition
View Submission R2 View Decision Letter	JTRG-D-15-00093	Road traffic noise in Montreal and environmental equity: What is the situation for the most vulnerable population groups?	Feb 23, 2015	Oct 28, 2015	Completed - Accept	Oct 28, 2015	Accept

Page: 1 of 1 (1 total completed submissions) Display 10 results per page.

Abstract

Road traffic noise is one of the most detrimental environmental nuisances for the population. Prolonged exposure to high road noise levels can lead to various problems in people's health and well-being. The objective of this article is to determine whether the groups most vulnerable to road noise, that is, children under 15 years old, people 65 years old and over, and the groups most likely to experience high nuisance levels, visible minorities and low-income individuals, are affected by an environmental inequity related to this nuisance. The method of estimating this nuisance employed in the study is based on a combination of several elements: that is, average traffic flows, road geometries, normal atmospheric conditions, and the characteristics of the urban environment. All of these parameters were considered for the 14 boroughs that make up the central portion of the Island of Montreal. Modelling was used to calculate the maximum daily road noise, based in part on the LimA software predictive model and according to the XPS 31-133 computation method. The results obtained from three different statistical tests and spatial regression analyses show that, on the one hand, the groups chosen on the basis of age are not affected by any environmental inequity. On the other hand, low-income individuals and visible minorities live in city blocks marked by road traffic noise levels that are slightly higher than those experienced by the rest of the population.

4.1. Introduction

Noise can be defined as an unwanted sound produced by human activities that has notable effects on sleep, work and communication (Michaud et al., 2008). Road noise is moreover considered by the World Health Organization (WHO) as the second most problematic nuisance for people's health and well-being, after air pollution (WHO, 2011). The impacts of road noise on affected populations increase according to the noise intensity, measured in decibels (dB(A)). The consequences for health and well-being are minimal at levels under 50 dB(A), and then increase accordingly at each 5 dB(A) threshold. Various European studies indicate that the physiological effects of road noise are more strongly felt starting at the 65 dB(A) threshold: on average, 35% of individuals exposed to such intensities claim to experience negative effects (WHO, 2011). In addition, Canadian transportation agencies recommend keeping daily road noise levels under 65 dB(A). At such a road noise threshold, mitigation measures are often put in place along highways by transportation authorities (MTQ, 2003), such as noise barriers that reduce road traffic noise levels by nearly 10 dB(A) between the source and the first row of buildings (BKSV, 2013).

Prolonged exposure to road noise can have a variety of impacts on people's health and well-being. Loss of sleep (Bluhm et al., 2004; Öhrström and Skånberg, 2004), high blood pressure (Bluhm et al., 2007), development of cardiovascular disease (Babisch, 2006), increased cognitive difficulties in children (Evans et al., 2001) issues with diabetes (Sorensen et al., 2012), and hearing loss (Moudon, 2009; Seto et al., 2007; van Kempen et al., 2002) are some of the main problems mentioned. High noise levels can also trigger psychological stress and impair local residents' quality of life (Passchier-Vermeer and Passchier, 2000; Stansfeld et al., 2000). Children and the elderly are among the population groups most likely to develop health issues stemming from prolonged exposure to road noise. Problems with language, reading and concentration have been found in children exposed to high road traffic noise levels (Evans and Maxwell, 1997; Ng, 2000). Children are in fact more vulnerable to the effects of road noise due to the fact that their organs and nervous systems are not fully developed (Bolte et al., 2010). The WHO has also noted that older people are more likely to feel the negative impacts of road noise at levels as low as 45 dB(A) (WHO, 2011). In addition, because of their more limited mobility, these two groups tend to be more restricted to their residential areas (Day, 2010; Greenberg, 1993; Philipps et al., 2005). If there are poor conditions in these areas, these groups are more affected than other age categories that spend less time there.

4.1.1 Road noise and environmental equity

The literature on environmental equity attempts to determine whether nuisances are distributed inequitably, and whether they therefore impact certain populations more strongly (Walker, 2011). Road noise has only recently been considered a nuisance of interest in the environmental equity literature. Among the studies on place of residence, Brainard et al. (2004) specify that in Birmingham, England, Blacks and low-income households tend to be located in environments where road noise levels are higher in the daytime than is the case for the rest of the population. Lam and Chan (2006) analyzed the relationship between socioeconomic disadvantage and the level of road noise in Hong Kong. They found that the relationship between a low-income level and road noise is positive and significant, but nonetheless weak (Lam and Chan, 2006). Méline et al. (2013) report that road noise tends to be greater in areas with low proportions of university graduates in the French departement of the Île-de-France. Finally, the results of Nega et al. (2013) in Minneapolis point to a positive association between road noise levels and the proportion of individuals from the non-white population (African-Americans, Hispanics and Asians). Mean household income levels are also negatively associated with an increase in road noise, meaning that lower-income households tend to live in areas where the intensity of this nuisance is greater (Nega et al., 2013).

Other studies have however qualified the results obtained relating to potential environmental inequities concerning road noise experienced by low-income households. In the Netherlands, Kruize et al. (2007) only found an environmental inequity for low-income households at night near railway lines. In their respective studies, Havard et al. (2011) and Bocquier et al. (2012) did not measure any environmental inequities for low-income households in Paris and Marseille, France.

Despite their observed physiological vulnerability in terms of the effects of noise on their state of health, people under 15 years old and individuals 65 years old and over have rarely been considered in studies on noise, or in environmental equity studies in general (Cutter, 2006). Paradoxically, we only found two studies, those by Brainard et al. (2004) and Nega et al. (2013), that examined one or the other of these two groups. Moreover, the two studies did not identify any environmental inequities for these groups.

4.1.2 Research objectives

The analysis of road noise is of particular interest, given that traffic flows have continued to increase on the Island of Montreal's arterial road network since the 1990s (MTQ, 2013). Although noise barriers have been set up by the Québec Transportation Minister along a few sections of highway, the increase in traffic flows on the arterial and collector networks means that road noise levels remain high along major traffic arteries. The intensity of this nuisance experienced in some locations may thus have negative impacts on the well-being of the people most exposed to this nuisance. The vulnerability of young people and seniors to the effects of noise at their place of residence, as well as the likelihood of visible minorities and low-income individuals living in the areas most polluted by various nuisances, require that attention be accorded to these population groups. The objective of this study is therefore to verify the existence of environmental inequities relating to estimated road traffic noise levels for low-income individuals, visible minorities, people under 15 years old and persons 65 years old and over by using various statistical methods.

4.2. Methodology

A number of methodological issues surround the measurement of the existence of environmental inequities for a given population group. Among the important criteria for a rigorous evaluation of environmental equity, Walker (2010) emphasizes the issue of the choice of the scale of analysis. In concrete terms, this spatial division has to be as fine as possible in order to obtain a good degree of variability of the indicator of exposure to the nuisance across the spatial units in the area under study. This issue, the modifiable area unit problem (MAUP), has been raised on several occasions in the environmental equity literature (Bowen, 2002; Maantay et al., 2010; Schweitzer and Valenzuela, 2004) and, more recently, in the field of transportation (Wang et al., 2011). Walker (2010) also considers it appropriate to compare the levels of exposure to the nuisance in the target group with the levels for a control population, in order to establish whether these levels are in fact higher in the target group. Chakraborty (2009) and Mennis and Jordan (2005) have also underscored the importance of controlling for the effect of spatial dependence in the statistical tests used in environmental equity, in order to confirm the independence of the associations.

4.2.1 Study area, groups targeted, and scale of analysis

Our study focuses on 14 of the 19 boroughs forming the territory of the Island of Montreal (Canada). Due to the lack of data on traffic flows for collector and arterial roads located in the autonomous municipalities in the western part of the Island of Montreal and for some City of Montreal boroughs that were recently merged with the central city, we were unable to include the entire territory of the island. Our study does however cover an area that, in 2006, included 1.41 million inhabitants out of a total of 1.8 million for the island as a whole. Figure 1 shows the areas covered by the study.

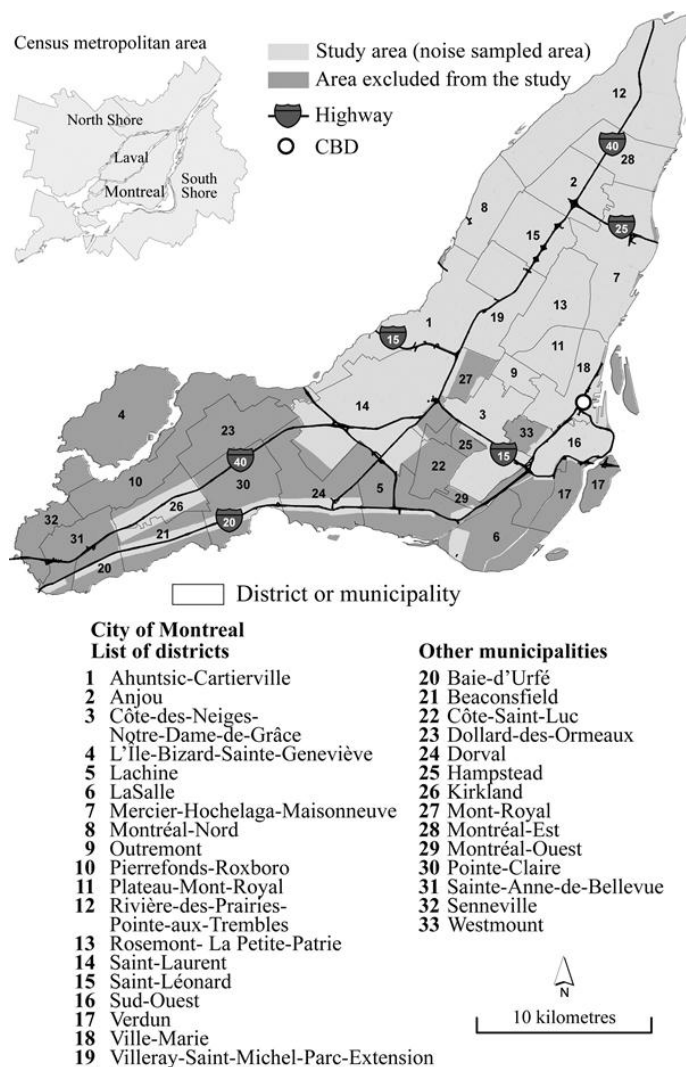


Figure 1. Study area

The study area includes the principal generators of road noise: that is, all the highway sections and the main arterial and collector roads that link the Island of Montreal to its suburbs (Carrier et al., 2014). The central Island of Montreal boroughs also represent a major employment pole for the 3.92 million inhabitants of the Montreal Metropolitan Community, with its 1.1 million jobs (City of Montreal, 2011). The Island of Montreal's socioeconomic profile is another element of interest, given the sufficiently large numbers of the four population groups examined in our study (low-income individuals, persons claiming to be members of visible minorities, people under 15 years old, and individuals 65 years old and over). We are thus focusing on two “classic” groups considered in environmental equity studies: that is, low-income individuals and members of visible minorities² (the reality in Canada making this group a more relevant category than African-Americans or Hispanic populations). We also selected two groups presenting particular vulnerabilities to road noise: that is, the elderly and children. The numbers of these groups and of the total population were taken from the 2006 Statistics Canada census at the level of the dissemination area: that is, the finest spatial division for which socioeconomic data are available. It should be noted that a dissemination area usually includes between 400 and 700 people and is generally made up of several city blocks (Statistics Canada, 2006).

Checking for environmental inequities for a given population group requires that analyses be performed at a fine geographic scale, as road noise levels can vary greatly at the scales of a neighbourhood, a census tract, or a dissemination area. We therefore decided to use the city block as the spatial unit from which both pollution indicators and variables related to the four groups studied are generated. The city block refers to an area equivalent to a block of homes and is delimited by the surrounding road network (Statistics Canada, 2006). It should however be noted that Statistics Canada only provides data on the total population and the number of dwellings at the city block level. To address this issue, we estimated the numbers of each group as follows, as recently proposed by Pham et al. (2012):

$$t_b = t_d \frac{T_b}{T_d}$$

where t_b represents the estimated population of the group (low-income individuals, for example) in city block b , t_d is the group's population in dissemination area d , and T_b and T_d are the total

² The “visible minorities” variable refers to all non-white individuals, except Aboriginal people: that is, the census categories of Chinese, South Asian, Filipino, Latin American, Black, Arab, Korean, Japanese, Southeast Asian and West Asian individuals, and persons of Oceanic origin (Statistics Canada, 2006).

population in the block and the dissemination area respectively. Descriptive statistics for the estimated populations in each group are shown in Table 1.

Table 1. Univariate statistics for the groups studied at the city block level

Groups	Abbr.	N	Mean	S.D.	Min	Median	Max
0-14 years old (%)	Pop014Pct	7,456	15.19	5.36	0.00	15.15	40.00
65 and over (%)	Pop65Pct	7,456	14.83	8.54	0.00	13.64	95.15
Visible minorities (%)	VisMinPct	7,456	22.54	17.46	0.00	18.75	96.60
Low-income population (%)	LowIncPct	7,456	27.10	16.19	0.00	25.45	94.42

4.2.2 Modelling of road noise and parameters used

The XPS 31-133 calculation method was used to model the level of road noise, with the help of LimA software predictive module 9.3.1. This calculation method has moreover recently been employed in the European Union countries to implement the “environmental noise directive,” in order to identify areas where daily road noise levels exceed the 65 dB(A) threshold, commonly called “black zones” (King et al., 2011; Miedema, 2007; Murphy and King, 2010). The calculations associated with the XPS 31-133 method are based on an estimation of the mean road noise level over a 24-hour period (Lden-24 hours), using the variables of traffic flows, road geometries, land elevation, building height, and atmospheric conditions. This estimation method includes a corrective factor of 5 dB(A) and 10 dB(A) for the periods of evening and night respectively, considering that the effects of road noise are more strongly felt by the population at those times of day (Brainard et al., 2004).

For the purposes of this modelling, all of the parameters were first structured in ArcGIS 10.1 software. Average daily traffic flows (AADT), obtained from the City of Montreal’s sampling for the arterial, collector and local networks, and that of the Québec Transportation Minister for the expressway network, were recalculated for the periods of daytime (6 am to 7 pm), evening (7 pm to 11 pm) and night-time (11 pm to 6 am) for each of the 26,103 road sections in the territory. The categorization of traffic flows was done in this way to harmonize with the selected road noise calculation technique. The heights in metres of each of the buildings in the study area were then included. City of Montreal data on land elevation were also used to determine the height differential between the roadway and the buildings. Finally, noise barriers erected by the Transportation Minister along certain highway sections were also taken into account in the analysis.

For the purposes of the modelling, the average meteorological conditions recorded in Montreal for the summer period were selected: that is, an average temperature of 18 degrees Celsius, a 50% humidity level, an atmospheric pressure of 101.3 kilopascal (kPa), and a 25 km/h wind speed from the southwest. Summer conditions were considered because that is the time of year when people are most likely to be affected by problems with road noise in their residential environments. Once all of the parameters had been included and defined in the modelling software, points were created at a distance of 25 metres between them, and mean noise values were calculated for each. Finally, noise level thresholds ranging from 40 to 95 dB(A) were established in each of the zones making up the study area.

4.2.3 Statistical analyses

Once the mean road noise levels had been calculated within the boundaries of the city blocks, various tests were performed to measure the statistical association between this nuisance and the four population groups studied. The statistical analyses chosen for this research were inspired by those widely used in environmental equity studies (Briggs et al., 2008; Carrier et al., 2014; Kingham et al., 2007; Pham et al., 2012). The analyses were conducted in SAS software version 9.2. First, the Student's T-test was used to compare differences in the mean road noise values between city blocks weighted by the numbers of members of the groups studied and the rest of the population. Secondly, Spearman coefficients were calculated between the road traffic noise indicator and the proportions of each of the groups studied at the city block level in order to evaluate the intensity and linearity of the relationship. Thirdly, mean road noise values in the extreme quintiles were compared for each of the groups studied.

Two spatial regression analyses were then performed with the maximum road noise level as the dependent variable. The use of spatial regression is necessary, as several environmental equity studies have recently shown the spatial dependence of classic regression models, whether as regards dependent variables relating to air pollution (Chakraborty, 2009) or those relating to road noise (Bocquier et al., 2012; Havard et al., 2011; Nega et al., 2013). It is therefore necessary to consider the dimension of spatial autocorrelation in statistical models, which has increasingly been done in recent studies on environmental equity (Carrier et al., 2014; Chakraborty, 2009; Mennis and Jordan, 2005; Nega et al., 2013; Pham et al., 2013). As we wanted to control for spatial dependence, we conducted two spatial autoregressive models: that is, the spatial lag and spatial error models (Anselin, 2009). Because Montreal city blocks are

mostly regular and have similar sizes and shapes, we used a row-standardized rook contiguity matrix. The choice of either spatial lag or spatial error was based on the values of the Lagrange Multiplier and Robust Lagrange Multiplier (LM and Robust LM) tests calculated using the residuals from the OLS models (Anselin, 2009). The spatial regressions were computed in *R* by using the *spdep* library (Bivand, 2013).

4.3. Results

Before we examine the issue of environmental equity in connection with the maximum road noise level in residential environments, we need to describe the general characteristics of the spatial distribution of this nuisance. The maximum road noise indicator was calculated for 7,456 city blocks located in 14 of the City of Montreal’s 19 boroughs. The univariate statistics for the spatial distribution of the road traffic noise indicator weighted by the groups studied are shown in Table 2, and this distribution is mapped by decibel threshold in Figure 2.

Table 2. Univariate statistics for the road traffic noise in city block weighted by the total population and the groups studied

Weighting	Mean	P5	P25	P50	P75	P95
Total population	61.92	55.10	58.41	61.23	64.98	70.96
Pop014Pct	61.83	55.05	58.24	61.00	64.90	71.07
Pop65Pct	61.86	55.05	58.36	61.19	64.86	71.16
VisMinPct	62.34	55.43	58.64	61.54	65.28	71.77
LowIncPct	62.19	55.20	58.60	61.44	65.16	71.21

P5 = 5th percentile; P25 = first quartile; P50 = median; P75 = third quartile; P95 = 95th percentile.

Figure 2 shows that city blocks with the highest road traffic noise levels can be found along the Island of Montreal’s main urban expressways. Next, city blocks located along arterial and collector roads in the central Island of Montreal boroughs are also characterized by noise levels exceeding the 65 dB(A) threshold. Conversely, residential areas characterized by lower levels of road noise are found at the eastern end of the study area, where there are lower urban densities and a network of roads that is less dense as well.

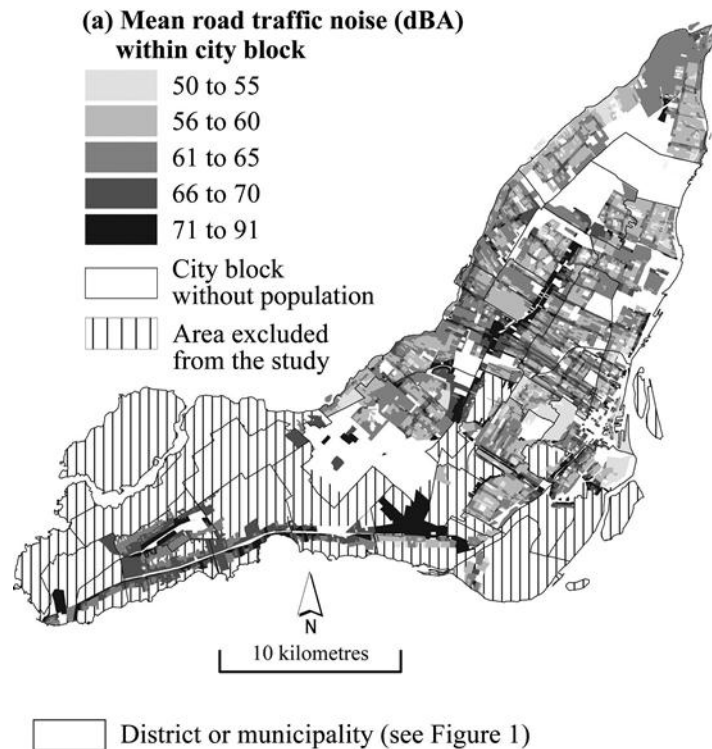


Figure 2. Indicator of road traffic noise calculated at the city block level, Island of Montreal

4.3.1 Determination of environmental inequity

The identification of possible environmental inequities associated with the level of road noise in residential city blocks for the four groups under study is central to our analysis. In order to determine this, we used four types of statistical analyses commonly employed in environmental equity studies.

Comparison of means for the groups and the rest of the population (T-test)

We first performed a T-test to compare the means for the road traffic noise indicator weighted by the numbers of the four groups studied (Table 3). Significant differences were found for visible minorities (62.34 dB(A) versus 61.77 dB(A)) and low-income individuals (62.19 dB(A) versus 61.80 dB(A)), but they remained relatively weak. This indicates a very slight environmental inequity for these two population groups. Conversely, we did not find any significant differences in road noise levels for children under 15 years old and people 65 years old and over.

Correlation between road noise levels and the proportions of the different groups

Spearman coefficients were calculated to check for the presence of significant linear relationships between the proportions of the groups studied and the level of road noise (Table 4). We can immediately note that the correlations are significant and positive, although weak, for two population groups: the percentage of visible minorities (0.110, $P < 0.0001$), and the percentage of low-income individuals (0.109, $P < 0.0001$). Conversely, the situation seems to be better for young people (-0.071, $P < 0.0001$) and seniors (-0.026, $P = 0.0233$).

Table 3. Means of road traffic noise indicator from the T-test for the four groups studied and the rest of the population

Group 1 (G1)	Group 2 (G2)	Noise in city block (dB(A))			
		Mean		Difference	
		G1	G2	Diff	P
0-14 years old	> 15 years old	61.83	61.94	-0.11	0.347
65 years old and over	Less than 65 years old	61.86	61.93	-0.07	0.374
Visible minorities	No visible minorities	62.34	61.77	0.57	0.000
Low-income population	No low-income population	62.19	61.80	0.39	0.000

If the variances of the two groups are unequal (with $P < 0.05$), the Satterthwaite variance estimator is used for the T-test; otherwise, the pooled variance estimator is used.

Correlation between road noise levels and the proportions of the different groups

Spearman coefficients were calculated to check for the presence of significant linear relationships between the proportions of the groups studied and the level of road noise (Table 4). We can immediately note that the correlations are significant and positive, although weak, for two population groups: the percentage of visible minorities (0.110, $P < 0.0001$), and the percentage of low-income individuals (0.109, $P < 0.0001$). Conversely, the situation seems to be better for young people (-0.071, $P < 0.0001$) and seniors (-0.026, $P = 0.0233$).

Table 4. Spearman coefficients between the road traffic noise indicator and the presence of different groups by city block

Group	Noise (dB(A))	P
0-14 years old (%)	-0.071	<0.0001
65 years old and over (%)	-0.026	0.0233
Visible minorities (%)	0.110	<0.0001
Low-income population (%)	0.109	0.0001

N=7,456.

Comparison of the means for the extreme quintiles (first and last quintiles) of the groups

A third statistical test was performed to analyze the associations between the proportions of the four groups and road noise levels, by focusing on the extreme quintiles (first and last quintiles). The results again show a situation of environmental inequity for low-income individuals and

visible minorities. For example, the mean of the maximum road noise in the last quintile of the percentage of low-income individuals is 63.27 dB(A) versus 61.79 dB(A) in the first quintile, that is, a significant difference of 1.48 dB(A) ($P=0.000$). The situation is similar for visible minorities, for which the mean road noise level is 1.98 dB(A) higher in the last quintile of this group than in the first (63.16 dB(A) versus 61.18 dB(A), with $P=0.000$). In other words, the areas where these two populations are strongly concentrated are more exposed to road noise. As seen in the preceding statistical analyses, the situation is slightly advantageous for people under 15 years old, for whom the level of road noise is 1.03 dB(A) less in the last quintile than in the first (62.25 dB(A) versus 63.28 dB(A), with $P=0.000$). So the areas where this population is concentrated seem to be better in terms of noise exposure. Finally, as in the preceding analyses, the situation for older people indicates that there is no environmental inequity, as no significant difference was found between the means (Table 5).

Table 5. Comparison of values for the road traffic noise indicator associated with the minimal and maximal quintiles of the groups studied

Quintile 1	Quintile 5	Noise in city block (dB(A))			
		Mean		Difference	
		Q1	Q5	Mean	P
0-14 years old (%)	0-14 years old (%)	63.28	62.25	1.03	0.000
65 years old and over (%)	65 years old and over (%)	62.56	62.46	0.10	0.613
Visible minorities (%)	Visible minorities (%)	61.18	63.16	-1.98	0.000
Low-income pop. (%)	Low-income pop. (%)	61.79	63.27	-1.48	0.000

If the variances of the two groups are unequal (with $P<0.05$), the Satterthwaite variance estimator is used for the T-test; otherwise, the pooled variance estimator is used.

Spatial dependence test

Due to lack of space, we are reporting only the fit diagnostic and the diagnostic for spatial dependence for the conventional model (Table 6). The Moran's I values calculated among residuals clearly show the spatial dependence of the OLS models. Moreover, the higher values for the Lagrange Multiplier and Robust Lagrange Multiplier tests for lag compared with those for error suggest the relevance of using a spatial error model. It should first be noted that the AIC values show that the spatial error models represent a marked improvement over the OLS models. Globally, the results of the spatial models corroborate those obtained from the bivariate analyses (Table 6).

Two spatial lag error models were therefore developed. The first, in Table 7, introduces independent variables relating to the four population groups in the form of continuous variables (expressed as a percentage of the total population). It shows that, once we have controlled for the other socioeconomic variables, people under 15 years old enjoy an advantageous situation,

as the road traffic noise indicator is negative and significant (-0.056, P=0.000). In other words, as the proportion of this group in a city block increases, the road noise level decreases. Similarly, the relationship between the road noise level and the proportion of people 65 years old and over by city block is slightly negative (-0.015, P=0.026). Conversely, the road noise level increases for visible minorities (0.011, P=0.016) by city block, and even more so for low-income individuals (0.015, P=0.000).

A second model was then constructed, which this time introduced independent variables relating to the four population groups in quintiles (Table 8). It is in fact possible that the relationships between the variables for the groups and the road noise level are not linear. We can therefore identify the quintiles where the road noise levels are significantly different from the first (reference) quintile. We thus find that the more the proportion of people under 15 years old in a city block increases (and this is true up to the fourth quintile), the more the road noise level diminishes. For individuals 65 years old and over, none of the differences in road noise between the first (reference) quintile and the following four are significant. Conversely, the more the proportion of visible minorities in a city block increases, the more the road noise level rises. For example, compared with the first quintile, blocks with high concentrations of visible minorities (Q5) show higher road noise levels of 0.608 dB(A) (P=0.003). For low-income individuals, the road noise level significantly increases in the last two quintiles at the threshold of 0.05. The level is thus 0.659 dB(A) (P<0.001) higher in city blocks showing a high concentration of poverty (Q5) than in less disadvantaged blocks (Q1).

Table 6. Diagnostic of the ordinary least squares regressions of the road traffic noise indicator (dependent variable: Noise in city block)

	Model A	Model B
OLS fit diagnostic		
R ²	0.027	0.034
Adjusted R ²	0.026	0.032
F statistic	51.300	16.580
P-value	0.000	0.000
AIC	45,400.76	45,365.99
Diagnostic for spatial dependence of the OLS models		
Moran's I (error) ^a	0.634*	0.629*
LM (lag)	2,607.128*	2,588.461*
LM (error)	5,426.443*	5,332.176*
RLM (lag)	20.241*	14.925*
RLM (error)	2,839.556*	2,758.640*

Table 7. Spatial lag error regressions of the road traffic noise indicator

Dependent variable	Coef.	Z Value	P Value
<i>Intercept</i>	63.257	200.57	0.000
0-14 years old (%)	-0.056	-4.18	0.000
65 years old and over (%)	-0.015	-2.22	0.026
Visible minorities (%)	0.011	2.42	0.016
Low-income pop. (%)	0.015	3.67	0.000
Lambda	0.799	116.82	0.000
AIC	39,792.75		
AIC difference (from OLS model)	-5,608.01		

Table 8. Spatial lag regressions of the road traffic noise indicator

	Coef.	Z Value	P Value
<i>Constant</i>	62.329	217.39	0.000
0-14 years old (%) (Q ₁)	Ref.		
0-14 years old (%) (Q ₂)	-0.295	-1.97	0.049
0-14 years old (%) (Q ₃)	-0.506	-3.11	0.002
0-14 years old (%) (Q ₄)	-0.556	-3.11	0.002
0-14 years old (%) (Q ₅)	-0.167	-0.87	0.382
65 years old and over (%) (Q ₁)	Ref.		
65 years old and over (%) (Q ₂)	-0.030	-0.21	0.836
65 years old and over (%) (Q ₃)	0.102	0.62	0.535
65 years old and over (%) (Q ₄)	-0.059	-0.33	0.738
65 years old and over (%) (Q ₅)	0.236	1.28	0.202
Visible minorities (%) (Q ₁)	Ref.		
Visible minorities (%) (Q ₂)	0.383	2.61	0.009
Visible minorities (%) (Q ₃)	0.547	3.42	0.001
Visible minorities (%) (Q ₄)	0.608	3.45	0.001
Visible minorities (%) (Q ₅)	0.608	2.96	0.003
Low-income pop. (%) (Q ₁)	Ref.		
Low-income pop. (%) (Q ₂)	0.348	2.19	0.028
Low-income pop. (%) (Q ₃)	0.242	1.41	0.160
Low-income pop. (%) (Q ₄)	0.555	3.02	0.003
Low-income pop. (%) (Q ₅)	0.659	3.31	0.001
Wy (spatial lag coefficient)	0.799	116.89	0.000
AIC	39,797.38		
AIC difference (from OLS model)	-5,568.61		

4.4. Discussion

In light of these results, we can say that visible minorities and low-income individuals tend to live in areas where the maximum road noise level is slightly higher than that experienced by the rest

of the population in the study area. Road noise levels are indeed highest in residential areas with large proportions of visible minorities and low-income individuals. These findings are in line with those of other studies on road noise (Brainard et al., 2004; Lam and Chan, 2006; Nega et al., 2013). On the other hand, people under 15 years of age seem to live in areas where road noise levels are lower compared with individuals aged 15 and over, although this difference, which is statistically significant, is nonetheless quite weak. People 65 years old and over are not affected by any environmental inequity related to this nuisance. The lack of environmental inequities experienced by these two groups corroborates the results obtained by Brainard et al. (2004), Nega et al. (2013) and Kolhuber et al. (2006).

4.4.1 Examination of the results from a social geography perspective

These results are in part explained by the social geography of the study area. First of all, it is hardly surprising that low-income individuals live in the noisiest areas, as they are concentrated in Montreal's central neighbourhoods (Apparicio and Séguin, 2006). These residential environments are characterized in particular by high residential densities and by the presence of a greater number of expressways. The study by Carrier et al. (2014), moreover, found a significant and positive correlation between the length of major traffic arteries and the proportion of low-income individuals on the Island of Montreal at the city block level. These combined factors lead to higher road noise levels for lower-income populations. The marked presence of these disadvantaged populations on either side of certain urban expressways in the study area (Carrier et al., 2014) and in some neighbourhoods in the central boroughs explains the environmental inequity that we measured.

Another finding was that people 65 years old and over are not affected by any environmental inequity. This is not surprising, as a recent study on the changing spatial distribution of the elderly in Montreal from 1981 to 2006 pointed to a decentralization of this age group (Séguin et al., 2013). Finally, individuals under 15 years old live in urban environments where there are more local streets and fewer major traffic arteries. Since the 1950s, the number of people under 15 years of age has been declining in the central boroughs, whereas their numbers have been growing considerably in the suburbs on the edges of the Island of Montreal (Apparicio et al., 2010). These suburbs are characterized by low urban density and a road network organized to minimize traffic passing through residential areas.

4.4.2 Distribution of the groups in noise problem areas

The last table shows the distribution of the groups studied by the maximum road traffic noise level to which these groups are potentially exposed in their residential city block. The proportions were calculated based on the number of individuals distributed in each noise category relative to their total numbers in the study area (Table 9). Some 24.7% of the total population of the Island of Montreal was found to live in a city block where the maximum daily road noise level exceeds the 65 dB(A) threshold considered to be harmful to human health (Gidlöf-Gunnarsson and Öhrström, 2007; Miedema, 2007) and the mean value at which the Québec Transportation Minister provides for the setting up of mitigation measures in these so-called sensitive zones (MTQ, 2003). Low-income individuals and visible minorities are overrepresented in areas where the noise level is over 65 dB(A), with percentages of 26.40% and 27.42% respectively, compared with 24.7% for the total population. People under 15 years old and individuals 65 years old and over are less likely to live in these problem areas (24.17% and 24.13%).

Table 9. Population distribution by population numbers and percentages according to the level of road traffic noise in the city block

	Pop 2006	Pop 0-14	Pop 65+	PopVm	Low-income
N	1,412,187	214,040	213,565	372,818	445,186
%	(100%)	(15.16%)	(15.12%)	(26.40%)	(31.52%)
Noise level					
< 55 dB(A)	63,242 (4.48%)	9,985 (4.67%)	9,999 (4.68%)	13,231 (3.55%)	18,964 (4.20%)
55-60 dB(A)	489,868 (34.69%)	77,644 (36.28%)	73,636 (34.48%)	123,204 (33.05%)	146,431 (32.89%)
60-65 dB(A)	509,739 (36.10%)	74,671 (34.89%)	78,407 (36.71%)	134,159 (35.99%)	162,265 (36.45%)
65-70 dB(A)	259,140 (18.35%)	37,733 (17.63%)	37,411 (17.52%)	73,074 (19.60%)	86,112 (19.34%)
>= 70 dB(A)	90,168 (6.38%)	14,007 (6.54%)	14,112 (6.61%)	29,150 (7.82%)	31,414 (7.06%)

4.4.3 Influence of the study area in the assessment of environmental equity

The direction taken by the statistical associations calculated between the population groups and the maximum road noise levels was the one that we expected to find. On the other hand, the strength of the coefficients is relatively weak compared with the strengths obtained for road

transportation-related air pollutants for the same groups as measured by Crouse et al. (2009) and Carrier et al. (2014) for the entire Island of Montreal. This is explained by the fact that the area that was the focus of our study is missing certain areas that were included in the other two studies. The spatial data that were needed to model road traffic noise were not available (especially traffic flows) for 2,916 city blocks located in some autonomous municipalities and certain boroughs in the west and northeast of the island. These areas however show higher proportions of people under 15 years old (17.7% versus 15.19% for our study area) and lower proportions of low-income individuals (14.97% versus 27.10%). Traffic flows in these suburban areas are also lower compared with those in our study area. Consequently, if we had been able to include these areas in our analysis, we would probably have found higher positive regression coefficients for low-income individuals and visible minorities, and higher negative coefficients for children under 15 years old. In other words, it is very probable that we would have concluded that there were greater inequities for low-income individuals and visible minorities and a more advantageous situation for people under 15 years of age.

4.5. Research limitations

There are some inherent limitations to modelling noise. Our study measures noise in the outside environment. There is in fact a 15 dB(A) difference between the level of outside noise and the noise perceived inside a building (BKSV, 2013). To measure the latter, we would have had to analyze the influence that the orientation of the building facade, the layout of the rooms, and the materials making up the building structure had on the level of noise experienced by the occupants (Lam and Chan, 2006).

The modelling of road noise gave us the approximate level of this nuisance for an average summer day in a given location: that is, its concentration (Janssen and Mehta, 2006). The notion of the concentration of a nuisance in the environment differs from that of an individual's exposure to this nuisance. To measure exposure, it is important to consider the period of time that an individual spends in a given environment and the quantity of pollutants to which the person is exposed (Janssen and Mehta, 2006). So, to measure an individual's real exposure to pollutants at the place of residence, we would have to determine the time spent (amount of time and time of day, given the variations in traffic throughout the day) by the person in that location (Kingham and Dorset, 2011; Maantay et al., 2010).

4.6. Conclusion

The results of this study corroborate those of a number of other environmental equity studies: low-income individuals and visible minorities tend to live in the noisiest areas. We should however add that the differences are nonetheless relatively modest.

In terms of the management of urban nuisances, the road noise map could be used to target city blocks where the level of this nuisance surpasses the tolerance threshold set by the authorities. The Québec Transportation Minister's noise policy states that daily road traffic noise levels should not exceed 65 dB(A) within the territory of Montreal (MTQ, 2003). Our analysis showed that about 25% of the total population in the study area lives in city blocks where the mean road noise level is above this tolerance threshold. Land-use planning policies currently in effect allow municipalities to better protect areas around major traffic arteries affected by road noise levels above the tolerance threshold. The Montreal Metropolitan Community, through its development plan, could require the municipalities within its territory to prohibit certain so-called sensitive land uses and to put stricter urban planning standards in place near major traffic arteries for the reasons of citizens' public health and well-being.

Finally, to determine people's exposure to noise, it would be interesting in a future study to use dynamic noise level monitoring methods to monitor the movements of a sample of individuals from each of the four groups over the period of a week, for example, and to measure the noise levels to which they are exposed. In other words, over a given period, it would then be possible to evaluate the amount of time during which these individuals are exposed to noise levels above 65 dB(A).

The continuous evaluation of road noise is an emerging research area for which increasingly sophisticated measurement techniques are being developed (Barrigón Morillas and Prieto Gajardo, 2014; Can et al., 2011; Rey Gozalo et al., 2014). The use of these techniques would enable us to produce an even more accurate picture of the current situation.

4.7 References

Anselin, L., 2009. Spatial regression, In: Rogerson, I.A.S.F.P.A. (Ed.), *The Sage Handbook of Spatial Analysis*. Sage, London.

Apparicio, P., Cloutier, M., Séguin, A., Ades, J., 2010. Accessibilité spatiale aux parcs urbains pour les enfants et injustice environnementale. Exploration du cas montréalais. *Revue internationale de géomatique* 20, 363-389.

Apparicio, P., Séguin, A.-M., 2006. Measuring the accessibility of services and facilities for residents of public housing in Montreal. *Urban Studies* 43, 187-211.

Babisch, W., 2006. Transportation noise and cardiovascular risk: updated review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased. *Noise and Health* 8, 1.

Barrigón Morillas, J., Prieto Gajardo, C., 2014. Uncertainty evaluation of continuous noise sampling. *Applied Acoustics* 75, 27-36.

Bivand, R., 2013. Spdep: Spatial Dependence: Weighting Schemes, Statistics and Models.R Package Ver.0.5-56. .

BKSV, 2013. Environmental & Urban Noise, In: *Vibration*, B.K.S. (Ed.), p. 67.

Bluhm, G., Berglind, N., Nordling, E., Rosenlund, M., 2007. Road traffic noise and hypertension. *Occupational and environmental medicine* 64, 122-126.

Bluhm, G., Nordling, E., Berglind, N., 2004. Road traffic noise and annoyance-An increasing environmental health problem. *Noise and Health* 6, 43.

Bocquier, A., Cortaredona, S., Boutin, C., David, A., Bigot, A., Chaix, B., Gaudart, J., Verger, P., 2012. Small-area analysis of social inequalities in residential exposure to road traffic noise in Marseilles, France. *The European Journal of Public Health*, cks059.

Bolte, G., Tamburlini, G., Kohlhuber, M., 2010. Environmental inequalities among children in Europe—evaluation of scientific evidence and policy implications. *The European Journal of Public Health* 20, 14-20.

Bowen, W.M., 2002. An analytical review of environmental justice research: what do we really know? *Environmental management* 29, 3-15.

Brainard, J.S., Jones, A.P., Bateman, I.J., Lovett, A.A., 2004. Exposure to environmental urban noise pollution in Birmingham, UK. *Urban Studies* 41, 2581-2600.

Briggs, D., Abellan, J.J., Fecht, D., 2008. Environmental inequity in England: small area associations between socio-economic status and environmental pollution. *Social science & medicine* 67, 1612-1629.

Can, A., Van Renterghem, T., Rademaker, M., Dauwe, S., Thomas, P., De Baets, B., Botteldooren, D., 2011. Sampling approaches to predict urban street noise levels using fixed and temporary microphones. *Journal of Environmental Monitoring* 13, 2710-2719.

Carrier, M., Apparicio, P., Séguin, A.-M., Crouse, D., 2014. The application of three methods to measure the statistical association between different social groups and the concentration of air pollutants in Montreal: A case of environmental equity. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 30, 38-52.

Chakraborty, J., 2009. Automobiles, air toxics, and adverse health risks: Environmental inequities in Tampa Bay, Florida. *Annals of the Association of American Geographers* 99, 674-697.

City of Montreal, 2011. L'évolution de l'emploi à Montréal 1981-2006.

Crouse, D.L., Ross, N.A., Goldberg, M.S., 2009. Double burden of deprivation and high concentrations of ambient air pollution at the neighbourhood scale in Montreal, Canada. *Social science & medicine* 69, 971-981.

Cutter, S.L., 2006. Issue in environmental justice research, In: Earthscan (Ed.), *Hazards, Vulnerability and Environmental Justice*, pp. 263-270.

Day, R., 2010. Environmental justice and older age: consideration of a qualitative neighbourhood-based study. *Environment and planning. A* 42, 2658.

Evans, G.W., Lercher, P., Meis, M., Ising, H., Kofler, W.W., 2001. Community noise exposure and stress in children. *The Journal of the Acoustical Society of America* 109, 1023-1027.

Evans, G.W., Maxwell, L., 1997. Chronic Noise Exposure and Reading Deficits The Mediating Effects of Language Acquisition. *Environment and Behavior* 29, 638-656.

Gidlöf-Gunnarsson, A., Öhrström, E., 2007. Noise and well-being in urban residential environments: The potential role of perceived availability to nearby green areas. *Landscape and Urban Planning* 83, 115-126.

Greenberg, M., 1993. Proving environmental inequity in siting locally unwanted land uses. *Risk* 4, 235.

Havard, S., Reich, B.J., Bean, K., Chaix, B., 2011. Social inequalities in residential exposure to road traffic noise: an environmental justice analysis based on the RECORD Cohort Study. *Occupational and environmental medicine* 68, 366-374.

Janssen, N.A., Mehta, S., 2006. Human exposure to air pollution, *Quality guidelines: global update 2005*. World Health Organization (WHO), Copenhagen, Denmark.

King, E.A., Murphy, E., Rice, H.J., 2011. Implementation of the EU environmental noise directive: lessons from the first phase of strategic noise mapping and action planning in Ireland. *Journal of environmental management* 92, 756-764.

Kingham, S., Dorset, W., 2011. Assessment of exposure approaches in air pollution and health research in Australia and New Zealand. *Air quality and climate change* 45, 28-38.

Kingham, S., Pearce, J., Zawar-Reza, P., 2007. Driven to injustice? Environmental justice and vehicle pollution in Christchurch, New Zealand. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 12, 254-263.

Kohlhuber, M., Mielck, A., Weiland, S.K., Bolte, G., 2006. Social inequality in perceived environmental exposures in relation to housing conditions in Germany. *Environmental research* 101, 246-255.

Kruize, H., Driessen, P.P., Glasbergen, P., van Egmond, K.N., 2007. Environmental equity and the role of public policy: experiences in the Rijnmond region. *Environmental management* 40, 578-595.

Lam, K.-c., Chan, P.-K., 2006. Socio-economic status and inequalities in exposure to transportation noise in Hong Kong. *Transportation*, 107-113.

Maantay, J., Chakraborty, J., Brender, J., 2010. Proximity to environmental hazards: environmental justice and adverse health outcomes. US Environmental Protection Agency, trans. Washington, DC: Strengthening Environmental Justice and Decision Making.

Méline, J., Van Hulst, A., Thomas, F., Karusisi, N., Chaix, B., 2013. Transportation noise and annoyance related to road traffic in the French RECORD study. *International journal of health geographics* 12, 44.

Mennis, J.L., Jordan, L., 2005. The distribution of environmental equity: Exploring spatial nonstationarity in multivariate models of air toxic releases. *Annals of the Association of American Geographers* 95, 249-268.

Michaud, D.S., Keith, S.E., McMurchy, D., 2008. Annoyance and disturbance of daily activities from road traffic noise in Canada. *The Journal of the Acoustical Society of America* 123, 784-792.

Miedema, H.M., 2007. Annoyance Caused by Environmental Noise: Elements for Evidence-Based Noise Policies. *Journal of social issues* 63, 41-57.

Moudon, A.V., 2009. Real noise from the urban environment: how ambient community noise affects health and what can be done about it. *American journal of preventive medicine* 37, 167-171.

MTQ, 2003. Politique sur le bruit routier. Gouvernement du Québec, p. 17

MTQ, 2013. Atlas des débits de circulation des années 1990 à 2012, In: Québec, M.d.T.d. (Ed.), Québec.

Murphy, E., King, E.A., 2010. Strategic environmental noise mapping: Methodological issues concerning the implementation of the EU Environmental Noise Directive and their policy implications. *Environment international* 36, 290-298.

Nega, T.H., Chihara, L., Smith, K., Jayaraman, M., 2013. Traffic Noise and Inequality in the Twin Cities, Minnesota. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 19, 601-619.

Ng, C.F., 2000. Effects of building construction noise on residents: A quasi-experiment. *Journal of environmental psychology* 20, 375-385.

Öhrström, E., Skånberg, A., 2004. Sleep disturbances from road traffic and ventilation noise—laboratory and field experiments. *Journal of Sound and Vibration* 271, 279-296.

Passchier-Vermeer, W., Passchier, W.F., 2000. Noise exposure and public health. *Environmental health perspectives* 108, 123.

Pham, T.-T.-H., Apparicio, P., Landry, S., Séguin, A.-M., Gagnon, M., 2013. Predictors of the distribution of street and backyard vegetation in Montreal, Canada. *Urban Forestry & Urban Greening* 12, 18-27.

Pham, T.-T.-H., Apparicio, P., Séguin, A.-M., Landry, S., Gagnon, M., 2012. Spatial distribution of vegetation in Montreal: An uneven distribution or environmental inequity? *Landscape and Urban Planning* 107, 214-224.

Philipps, D., Siu, O.-L., Yeh, A., Cheng, K., 2005. Ageing and the urban environment, In: Routledge (Ed.), *Ageing and Place: Perspectives, policy, practice*, pp. 147-163.

Rey Gozalo, G., Barrigón Morillas, J.M., Gómez Escobar, V., 2014. Analyzing nocturnal noise stratification. *Science of The Total Environment* 479, 39-47.

Schweitzer, L., Valenzuela, A., 2004. Environmental injustice and transportation: the claims and the evidence. *Journal of Planning Literature* 18, 383-398.

Séguin, A.-M., Apparicio, P., Negron, P., 2013. La répartition de la population âgée dans huit métropoles canadiennes de 1981 à 2006: un groupe de moins en moins ségrégué. *Cybergeog: European Journal of Geography*.

Seto, E.Y.W., Holt, A., Rivard, T., Bhatia, R., 2007. *International Journal of Health Geographics*. *International journal of health geographics* 6, 24.

Sorensen, M., Andersen, Z.J., Nordsborg, R.B., Becker, T., Tjonneland, A., Overvad, K., Raaschou-Nielsen, O., 2012. Long-term exposure to road traffic noise and incident diabetes: a cohort study. *Environmental health perspectives* 121, 217-222.

Stansfeld, S., Haines, M., Brown, B., 2000. Noise and health in the urban environment. *Reviews on environmental health* 15, 43-82.

Statistics Canada, 2006. Recensement de la population 2006.

van Kempen, E., Kruize, H., Boshuizen, H., 2002. The association between noise exposure and blood pressure and ischemic heart disease: a meta-analysis. *Environ Health Perspect* 110, 307-317.

Walker, G., 2010. Environmental justice, impact assessment and the politics of knowledge: The implications of assessing the social distribution of environmental outcomes. *Environmental impact assessment review* 30, 312-318.

Walker, G., 2011. Environmental justice: concepts, evidence and politics, In: Routledge (Ed.), New York, p. 249.

Wang, C., Quddus, S., Ryley, T., Enoch, M., Davison, L., 2011. Spatial models in transport: 743 a review and assessment of methodological issues, Transportation 744 Research Board 91st Annual Meeting, Washington, DC.

WHO, 2011. Burden of disease from environmental noise- Quantification of healthy life years lost in Europe, In: Health, T.W.E.C.f.E.a. (Ed.), Bonn, Allemagne p. 129 p.

CHAPITRE 5 – ARTICLE 4

Title: The cumulative effect of nuisances from road transportation in residential sectors on the Island of Montreal – Identification of the most exposed groups and areas

Word count of body of text: 6,240 words (without the bibliography and the tables)

Authors and affiliations:

Mathieu Carrier, PhD candidate*-corresponding author
385 rue Sherbrooke Est, Montréal (Québec), H2X 1E3
Québec, Canada
mathieu.carrier@ucs.inrs.ca
(514) 499-8249

Philippe Apparicio, PhD
385 rue Sherbrooke Est, Montréal (Québec), H2X 1E3
philippe.apparicio@ucs.inrs.ca

Anne-Marie Séguin, PhD
385 rue Sherbrooke Est, Montréal (Québec), H2X 1E3
Anne-marie.seguin@ucs.inrs.ca

Dan Crouse, PhD
Epidemiologist of the New Brunswick Institute for Research Data, and Training (NB-IRDT); Research Associate in the Department of Sociology
University of New Brunswick, Fredericton, NB
PO Box 4400, E3B 5A3

Soumission: Transportation Research Part D : Transport and Environment, 3 juin 2015

Soumission initiale : 3 juin 2015

Acceptation avec modifications : 14 septembre 2015

Deuxième soumission : 8 octobre 2015

The cumulative effect of nuisances from road transportation in residential sectors on the Island of Montreal - Identification of the most exposed groups and areas Full Length Article

Dear Mr. Mathieu Carrier,

Your submission entitled "The cumulative effect of nuisances from road transportation in residential sectors on the Island of Montreal - Identification of the most exposed groups and areas" has been received by Transport Policy

You may check on the progress of your paper by logging on to the Elsevier Editorial System as an author. The URL is <http://ees.elsevier.com/trd/>.

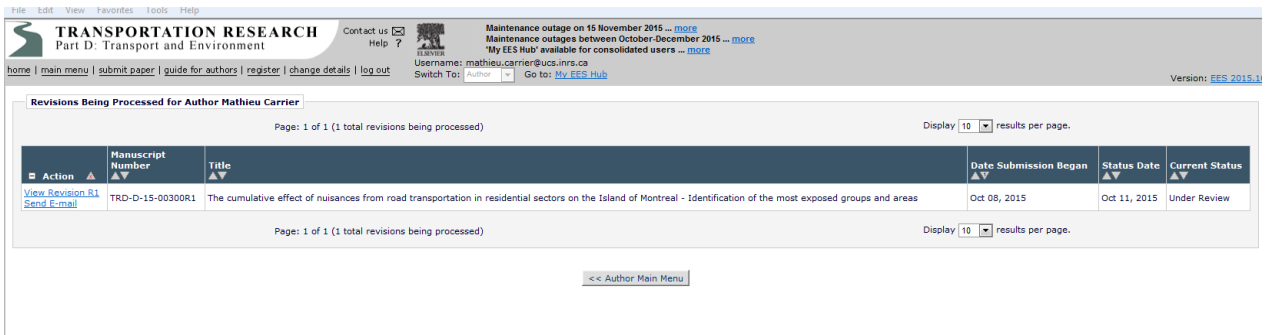
Your username is: mathieu.carrier@ucs.inrs.ca If you need to retrieve password details, please go to: http://ees.elsevier.com/JTRP/automail_query.asp

Your manuscript will be given a reference number once an Editor has been assigned.

Thank you for submitting your work to this journal.

Kind regards,

Elsevier Editorial System
Transportation Research Part D



The screenshot shows the Elsevier Editorial System interface for author Mathieu Carrier. The page title is "Revisions Being Processed for Author Mathieu Carrier". The page content includes a table with the following data:

Action	Manuscript Number	Title	Date Submission Began	Status Date	Current Status
View Revision B1 Send E-mail	TRD-D-15-00300R1	The cumulative effect of nuisances from road transportation in residential sectors on the Island of Montreal - Identification of the most exposed groups and areas	Oct 08, 2015	Oct 11, 2015	Under Review

Page: 1 of 1 (1 total revisions being processed) Display 10 results per page.

<< Author Main Menu

Abstract

Air pollution and road traffic noise are considered to be the two most important nuisances that could negatively affect the quality of life in urban areas. A prolonged exposure to high concentrations of these pollutants could conduct to various health problems. Studies in environmental equity have often considered these nuisances individually whenever it comes from the same source. The main objective of this paper is to determine if the 15 years of age, those aged 65 and over, visible minorities and low-income individuals located in a portion of the Island of Montreal are overrepresented in city blocks characterised by having among the highest levels of transportation-related air pollutants (i.e., ambient concentrations of NO₂ and road traffic noise in decibels (dB(A))). The results show that low-income individuals and, to a lesser extent, visible minorities, are significantly overrepresented in city blocks characterised by the higher levels of NO₂ and road traffic noise in dB(A). Considering the observed results, some solutions are identified to reduce the pollutant concentrations in the city blocks localized near major traffic arteries.

5.1 Introduction

Road transportation represents a major element of a given area's spatial organization, in allowing for personal mobility and fostering economic development (Geurs, Boon et Van Wee 2009). On the other hand, quality of life has been found to be lower for populations living in the immediate proximity of major traffic arteries (Barros et al. 2013; Liu 2001). Indeed, areas located less than 200 metres from the centre of a highway generally show high concentrations of air pollutant and road traffic noise levels, creating substantial impacts on the health and well-being of the people living there (Rioux et al. 2010; Zhu, Hinds, Kim et Sioutas 2002; Brugge, Durant et Rioux 2007). Exposure to high concentrations of road transportation-related air pollutants, such as nitrogen dioxide (NO₂), can lead to increases in respiratory difficulties and asthma (Jerrett et al. 2008; McConnell et al. 2006), impaired lung development in children (Gauderman et al. 2007) and heart problems (Hoffmann et al. 2009; Kan et al. 2008; Van Hee et al. 2009). As for road traffic noise, prolonged exposure can lead to sleep problems (Bluhm, Nordling et Berglind 2004; Öhrström et Skånberg 2004), high blood pressure (Bluhm et al. 2007), development of cardiovascular disease (Babisch 2008), increased cognitive difficulties in children (Evans et al. 2001), issues with diabetes (Sorensen et al. 2012), and hearing loss (Moudon 2009; Seto et al. 2007; van Kempen, Kruize et Boshuizen 2002). Air pollution- and road traffic noise-related health impacts are also said to be greater in children and the elderly. Children are in fact more vulnerable to the effects of pollutants because their organs and nervous systems are not fully developed (Bolte, Tamburlini et Kohlhuber 2010) and they breathe in more air per unit of body mass (Landrigan et al. 2004) than do adults. Older people are also vulnerable to the negative aspects of their environment given that some of their vital functions decline with age (R. Day 2008; Kelly, Dunster et Mudway 2003; OMS 2007). In addition, due to their more limited mobility, these two groups tend to be more restricted to their residential area (Day 2010; Greenberg 1993; Philipps et al. 2005). So if there are poor conditions in that area, they may be affected more strongly than those in other age groups.

5.1.1 Environmental equity and nuisances from road transportation

Proximity to major traffic arteries and disproportionate exposure to concentrations of road transportation-related pollutants have been the subject of studies from an environmental equity

perspective. The literature on environmental equity attempts to determine whether such nuisances and risks to health are distributed inequitably, and whether they therefore affect selected populations more strongly than others (Walker 2011). The first environmental equity studies, performed in the United States, analyzed the propensity of low-income populations and visible minorities to live near expressways and other major traffic arteries (Bae et al. 2007; Chakraborty 2006; Chakraborty, Schweitzer et Forkenbrock 1999; English et al. 1999; Houston et al. 2006; Houston et al. 2004). In the past decade, studies carried out in Canada (Carrier et al. 2014; Crouse, Ross et Goldberg 2009; Jerrett et al. 2004; Jerrett et al. 2007), the United Kingdom (Briggs, Abellan et Fecht 2008; Mitchell 2005; Namdeo et Stringer 2008; Wheeler et Ben-Shlomo 2005), New Zealand (Kingham, Pearce et Zavar-Reza 2007) and the United States (Grineski 2007; Mennis 2005; Morello-Frosch, Pastor et Sadd 2001; Sheppard et al. 1999) showed, with varying statistical evidence, that low-income individuals were overrepresented in areas where levels of air pollutants from transportation or other sources were significantly higher compared with more advantaged groups. Similar findings were also obtained in Germany (Schikowski et al. 2008), Finland (Rotko et al. 1999), France (Havard et al. 2009) and Norway (Næss et al. 2007).

Studies on road traffic noise conducted from an environmental equity perspective have for their part shown inconsistent results. On the one hand, Nega et al. (2013) found that low-income individuals and visible minorities in Minneapolis, in the United States, were likely to live in sectors where road traffic noise levels were higher. Brainard et al. (2004) and Lam and Chen (2006) respectively showed that low-income individuals in Birmingham (United Kingdom) and Hong Kong live in residential areas where the level of road traffic noise is slightly higher. On the other hand, Bocquier et al. (2012) and Havard et al. (2011) report that road traffic noise levels are not statistically correlated with the level of socioeconomic disadvantage, whether in the cities of Marseille or Paris (France). Despite their observed physiological vulnerability to the effects of noise on their state of health, people younger than 15 years of age and those aged 65 and over have rarely been considered in studies on noise. We identified only two studies, those of Brainard et al. (2004) and Nega et al. (2013), which moreover conclude that there is no environmental inequity with regard to noise for these groups.

5.1.2 Cumulative effects of nuisances from road transportation

The spatial distributions of road traffic noise and air pollution have long been examined separately in the literature. Some studies have reported a significant and strong correlation between air pollutant concentrations and road traffic noise levels (Allen et al. 2009; Davies et al. 2009; Foraster et al. 2011). They have emphasized that the combination of strong air pollutant concentrations and high road traffic noise levels can intensify certain health impacts, especially in relation to cardiovascular disease (Davies et al. 2009; Foraster et al. 2011; Gan et al. 2012). The cumulative effect of these two nuisances is currently the focus of sustained interest in the public health literature, particularly in terms of the individual and combined effects of these contaminants on the health and well-being of the most vulnerable population groups (Gan et al. 2012; Tétreault, Perron et Smargiassi 2013). However, analysis of the cumulative effect of several nuisances in the urban environment is as yet a little explored avenue in the sphere of environmental equity. For example, road transportation is often studied by only considering air pollution or noise. To our knowledge, only two studies have incorporated several elements of the environment into their analysis in order to assess environmental equity. Pearce et al. (2010) first measured the distribution of polluting industrial plants and facilities, the concentration of certain air pollutants (CO, NO₂, PM₁₀ and SO₂) and the distribution of parks according to the level of socioeconomic disadvantage in wards across the United Kingdom. For their part, Kruize et al. (2007) measured the distribution of postal code areas in the province of Rijnmond in the Netherlands according to their income quintile and the concentrations of air pollutants (NO₂), along with road traffic noise levels estimated in decibels (dB(A)). So, consideration of only one of the consequences of road transportation represents a limitation in environmental equity research, as the simultaneous effect of air pollution and road traffic noise can have potentially negative impacts on health and well-being (Pearce et al. 2010; Walker 2011; Evans et Kantrowitz 2002). It therefore seems important to analyze the cumulative effect of the two main road transportation-related nuisances in regard to various socioeconomic categories.

5.2 Research objectives

The results of earlier research carried out by Crouse et al. (2009) and Carrier et al. (2014) on the Island of Montreal show that low-income individuals and, to a lesser extent, visible minorities,

are overrepresented in residential sectors characterised by having among the highest levels of transportation-related air pollutants (i.e., ambient concentrations of NO₂). Similarly, a recent study by Carrier et al. (Submitted) on road traffic noise concerning a portion of the Island of Montreal reports that low-income individuals and visible minorities are also more likely to live in neighbourhoods where the level of this nuisance is slightly higher.

The objective of this article is to determine whether individuals aged 15 years and younger, those aged 65 and over, visible minorities, and low-income individuals, are overrepresented in areas where there are both relatively high concentrations of NO₂ and high road traffic noise levels (quintile 5 for each nuisance), or whether, on the contrary, they are overrepresented in advantaged areas, that is, areas where air and noise pollution levels are among the lowest in the study area (quintile 1 for each nuisance), 1) compared with the rest of the population and compared with their presence in the rest of the study area. Here, we define visible minorities as persons (other than aboriginal persons) who are non-Caucasian in race or non-white in colour.

5.3 Methodology

5.3.1 Study area

This study involves 14 of the 19 boroughs on the Island of Montreal (Canada), which, in 2011, had 1.65 million inhabitants. We had to exclude some areas due to the lack of data on traffic flows for collector and arterial roads located in the autonomous municipalities in the western part of the Island of Montreal and for some City of Montreal boroughs (which together represent approximately 400,000 people; i.e., 24% of the Island's population). The latter, shown in Figure 1, does however include all the sections of highway and the main arterial and collector roads that connect the City of Montreal to its suburbs (Carrier et al. 2013). The central Island of Montreal boroughs also represent a major employment pole for the 3.92 million inhabitants of the Montreal Metropolitan Community (MMC) (Carrier, Apparicio et Séguin Submitted).

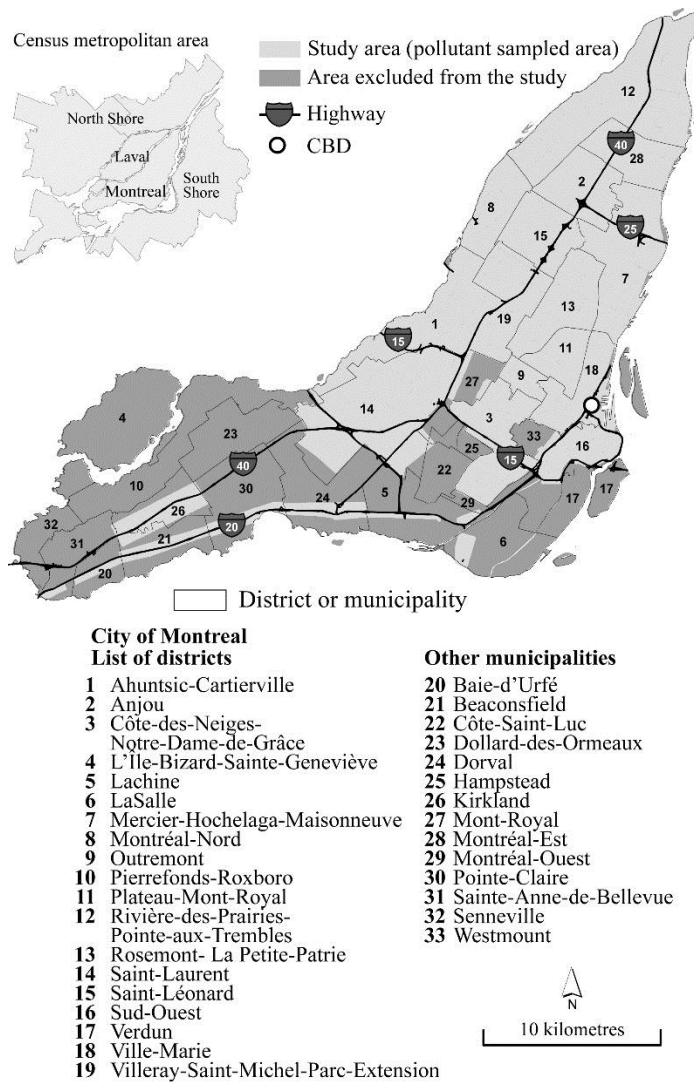


Figure 1. Study area

5.3.2 Target groups and spatial unit of analysis

Studies in the environmental justice stream initially looked at the presence of urban nuisances in neighbourhoods of large American cities with high concentrations of low-income populations or certain racial groups, particularly of African-American and Hispanic individuals. Researchers are now introducing new social categories, often defined by age (Chakraborty 2006; Walker 2009). Walker (2009) moreover advocates considering other categories of people, especially given the different types of vulnerabilities which vary from one group to another.

Our study identified four target groups: 1) low-income individuals, 2) persons claiming to be members of visible minorities, 3) young people under 15 years old, and 4) individuals aged 65 and over. We are interested in two classic groups in environmental equity studies: that is, low-income individuals and members of visible minorities (the reality in Canada making this group a more relevant category than African-American or Hispanic populations). We will also be looking at two groups that exhibit particular vulnerabilities to air pollutants and road traffic noise, as we mentioned above: older people and children. The numbers of these groups and of the total population were taken from the 2006 Statistics Canada census at the level of the dissemination area, namely, the finest unit of analysis, in which some 400 to 700 people live.

Next, checking for environmental inequities for a given population group requires that analyses be performed at a fine geographic scale, as air pollutant and road traffic noise levels can vary greatly within a neighbourhood and even within a census tract or dissemination area. We consequently selected the city block as the spatial unit from which air pollutant and road traffic noise indicators and the proportions of the four groups studied are generated. It should be noted, however, that Statistics Canada provides at the city block level only total population and number of dwellings. To address this issue, we estimated the numbers of each group as follows (equation 1), as recently proposed by Pham et al. (2012):

[1]

$$t_b = t_d \frac{T_b}{T_d}$$

Where t_b represents the estimated population of the group (low-income individuals, for example) in city block b , t_d is the total population of the group in dissemination area d , and T_b and T_d are the total populations in the city block and dissemination area respectively.

After estimating the numbers of the four groups at the level of city blocks, the groups were distributed into quintiles based on their proportions in each of the city blocks making up the study area (Figure 2).

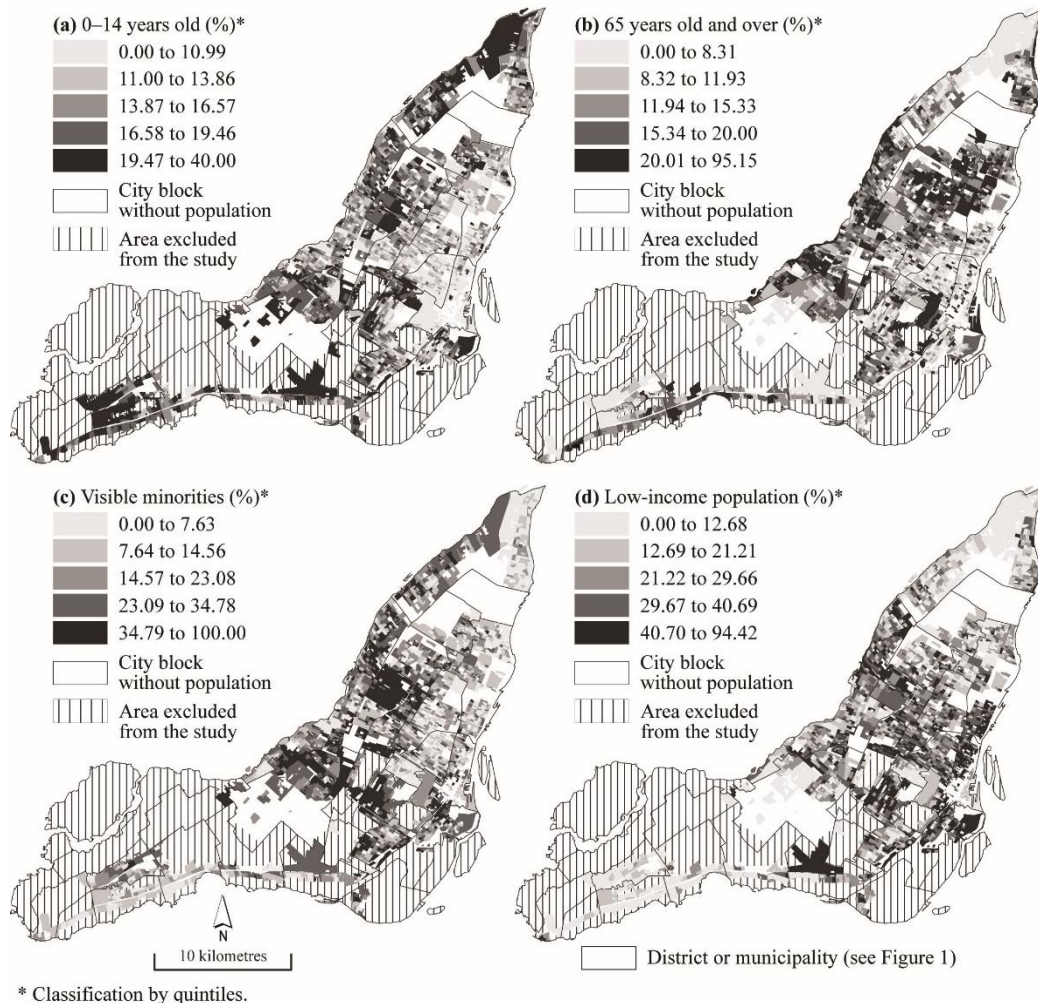


Figure 2. Distribution of the groups in quintiles in the study area

5.3.3 Nuisance Risk indicators

For the first indicator of nuisance, namely, exposure to ambient NO_2 , we used a land use regression model describing annual mean concentrations across Montreal for the year 2006. The details of this model have been described elsewhere, but briefly, the exposure surface was developed with samples of NO_2 collected in December 2005, May 2006 and August 2006 at 133 locations across the Island of Montreal, in conjunction with data describing population density, land use patterns, and locations of major traffic arteries (Crouse, Goldberg et Ross 2009). Based on this exposure model, we next simply set out to calculate mean NO_2 values for inhabited city blocks in the study area, that is, those where the total population was greater than 0.

For the second indicator of nuisance, that is, road traffic noise measured in dB(A), road traffic noise levels were calculated using LimA 5.0 software, developed by the Netherlands firm Bruël & Kjaer. This software, compatible with ArcGIS, was previously used in various studies conducted around the world by Carrier et al. (Submitted), Brainard et al. (2004) and Lam and Chen (2006). The XPS 31-133 calculation method was selected to model the level of road traffic noise using LimA software and the associated prediction module 9.3.1. This calculation method was also recently employed in European Union countries to implement the road traffic noise directive for identifying areas where daily road traffic noise levels exceed the 65 dB(A) threshold, commonly called “black zones” (King, Murphy et Rice 2011; Murphy et King 2010). The parameters needed to model road traffic noise are traffic flows, the characteristics of the road geometry (number of traffic lanes and road surface materials), building heights, land elevation, the presence of noise barriers and the average meteorological conditions for a summer day. The characteristics of a summer day were considered as that is the time of year when people most feel the undesirable effects of road traffic noise. Once the modeling of road traffic noise had been carried out, the mean level of this nuisance was calculated for each city block in the study area in ArcGIS software. We thus obtained measures of NO₂ concentrations and noise levels in dB(A) at a common geographic scale.

5.3.4 Statistical and cartographic analyses

The spatial distribution of air pollutants and road traffic noise has already been the focus of statistical and cartographic analyses on the territory of the Island of Montreal, but the distribution of each nuisance has been analyzed separately. The results of the spatial regressions performed by Carrier et al. (2014) and Carrier et al. (Submitted) to measure air pollution and road traffic noise respectively show that low-income individuals and, to a lesser extent, visible minorities are overrepresented in residential sectors where the levels of these nuisances are significantly higher compared with the mean values obtained for the territory of the City of Montreal.

In the present case, the goal of the research is to measure the presence of the four groups under study in sectors associated with the highest quintiles of both air pollution and road traffic noise levels. It is in a way a matter of observing whether the proportion of people under 15 years of age, persons aged 65 and over, visible minorities and low-income individuals is significantly higher or lower in areas seen as disadvantaged or, on the other hand, in areas defined as being

advantaged. In order to do this, we draw inspiration from the environmental equity indicators proposed by Chakraborty (2006) to measure the impacts of highway redevelopment projects on the most vulnerable population groups in the United States. The first indicator allows us to assess whether one of the groups is overrepresented in disadvantaged or so-called advantaged areas compared with the rest of the population (equation 2). This involves comparing the proportion of the groups present in disadvantaged areas with that of the rest of the population in the same area. If one group is overrepresented in the disadvantaged areas compared with the rest of the population, an indicator value of greater than 1 is obtained. The second indicator allows us to determine whether one of the groups is overrepresented in disadvantaged areas compared with its presence in the rest of the study area (equation 3).

[2]

$$Indicator_1 = \frac{\frac{LII_A}{LII_T}}{\frac{PNLI_A}{PNLI_T}}$$

[3]

$$Indicator_2 = \frac{\frac{LII_A}{TOTPOP_A}}{\frac{LII_B}{TOTPOP_B}}$$

Where LII, PNLI and TOTPOP represent low-income individuals, persons above the low-income threshold and the total population respectively in disadvantaged areas (A), outside disadvantaged areas (B), and in the entire study area (T).

To conduct these analyses, we first calculated the numbers of the four population groups under study in each quintile of air pollution and road traffic noise. We also calculated the numbers of individuals over age 15, people under age 65, persons not members of a visible minority and people above the low-income threshold. We then estimated their numbers in the highest and lowest quintiles of the two nuisances. Lastly, we used a two-sample test of proportions (one-tailed) to determine the statistical significance of the indicators measured for each the groups studied. All of these analyses were performed in SAS 9.2.

5.4 Results

5.4.1 Spatial distribution of air pollution and road traffic noise

Daily NO₂ concentrations and road traffic noise levels were calculated in the 7,456 city blocks in the study area. Figures 3a and 3b show the spatial concentration of NO₂ and road traffic noise levels respectively, by quintile, in inhabited city blocks in the study area. We first see that the NO₂ indicator generated by land-use regression is at its highest level (quintile 5) in sectors near the intersection of two or more highways, along highways 40 and 15, and in central boroughs on the Island of Montreal with high urban densities (Ville-Marie, Plateau-Mont-Royal, Rosemont–La Petite Patrie, Villeray–Saint-Michel–Parc-Extension). Secondly, city blocks with the highest road traffic noise levels (quintile 5) are located near the highway network (highways 40, 15 and 20) and near the main traffic arteries crossing the Island of Montreal.

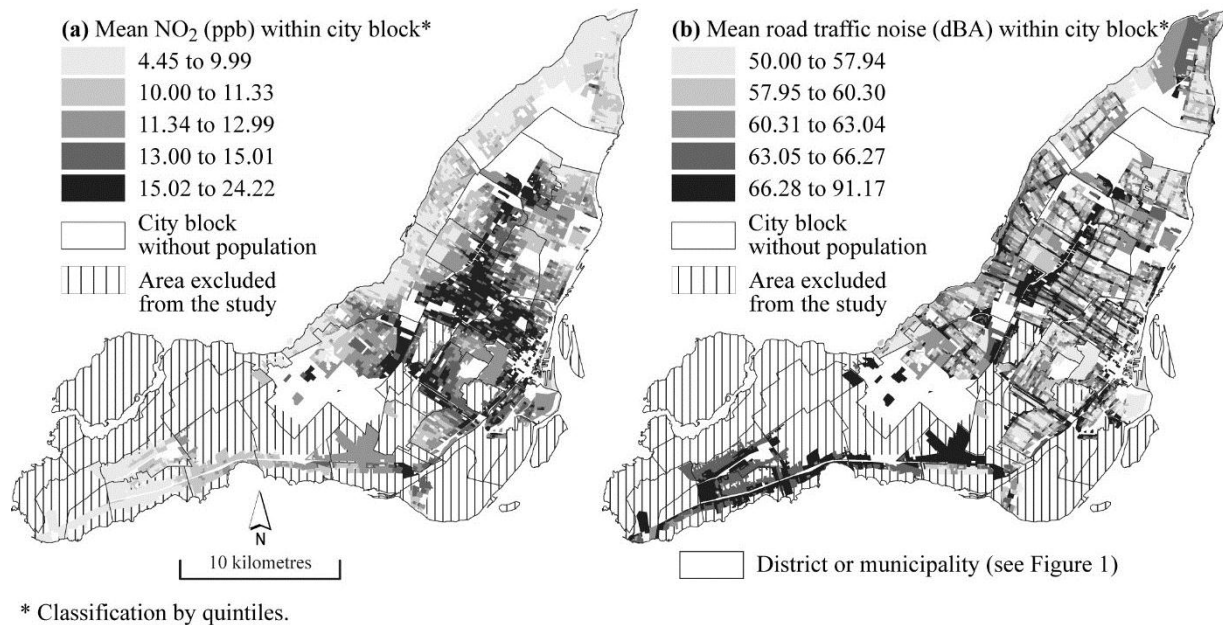


Figure 3. Air pollutant concentrations and road traffic noise levels by city block

We calculated Pearson correlation coefficients to compare the two indicators. We obtained a weak correlation value of 0.21 ($p < 0.0001$) between the two indicators. At first sight, we might have expected a stronger correlation, as other studies on this topic have found higher values, but over smaller territories (Davies et al. 2009; Gan et al. 2012). Two main reasons may explain this lower correlation. First, the modes of propagation of road traffic noise and air pollution are

different. Noise is at its highest near the source and diminishes considerably after encountering an obstacle, whether this is a row of buildings or a noise barrier (Hokanson et al. 1981; Forckenbrock et Schweitzer 1999). In normal atmospheric and wind conditions, the concentrations of air pollutants from road traffic generated on major traffic arteries, such as NO₂, are highest within a 30-metre radius (Morawska et al. 1999; Zhu, Hinds, Kim, Shen, et al. 2002; Zhu, Hinds, Kim et Sioutas 2002) and then gradually decline up to about 200 metres from the source (Brugge, Durant et Rioux 2007). Relatively high concentrations of air pollutants can thus be measured at a certain distance from the source, whereas the road traffic noise level is greatest at the immediate edge of the traffic artery, and then may abruptly diminish in the presence of obstacles. Secondly, the number of monitors used to measure NO₂ concentrations was determined according to an attribution model based on, among other things, population density (Crouse, Goldberg et Ross 2009). This means that there are a smaller number of monitors in less densely inhabited sectors, such as the eastern and western ends of the Island of Montreal. When we look at the two maps in Figure 3, we see that city blocks in the western part of the study area are not in the same quintiles of air pollutants and road traffic noise. We can thus advance the hypothesis that the concentration of air pollutants could potentially have been underestimated and that some local variations in this nuisance may not have been measured in areas located along highways in this part of the study territory due to the small number of monitors in these areas.

5.4.2 Location of disadvantaged and advantaged areas

Of the 7,456 city blocks comprising the study area, 460 are considered disadvantaged: that is, they are associated with the highest quintiles of both air pollution and road traffic noise. In most cases, these blocks are located less than 300 metres from a highway (highways 40, 15 and 25), at the intersection of several highways or along the main arterial and collector roads in the central boroughs (Villeray–Saint-Michel–Parc-Extension, Plateau Mont-Royal and Ville-Marie) spanning the Island of Montreal from north to south between Highway 40 and the south shore of the island. Conversely, 387 city blocks are seen as advantaged, as they are in the lowest quintiles of both air pollution and road traffic noise. Most of these city blocks are located in sectors of the Island of Montreal characterized by a large proportion of local streets and few major traffic arteries (the borough of Rivière-des-Prairies–Pointe-aux-Trembles and the western

part of the borough of Ahuntsic–Cartierville). Disadvantaged and advantaged city blocks are shown in Figure 4.

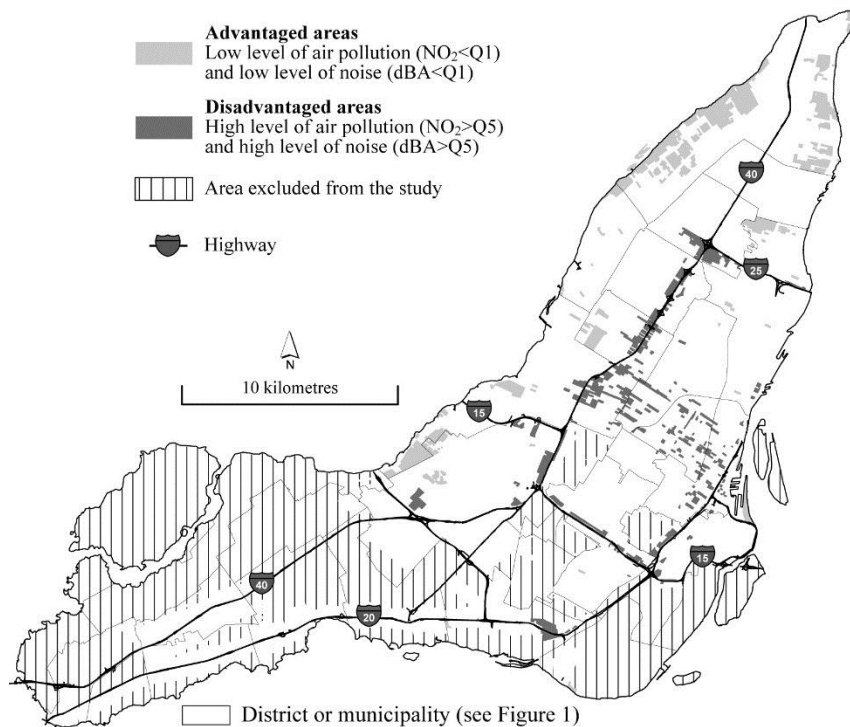


Figure 4. Location of advantaged and disadvantaged areas

5.4.3 Distribution of the groups studied in quintiles of the pollution indicators

The 7,456 city blocks in the study area, with a combined population of 1,412,187 individuals, were first grouped into quintiles according to their NO_2 concentration and road traffic noise level estimated in dB(A) (Table 1). The last part of this table shows the proportions of the groups living in areas considered as disadvantaged, that is, living in a block classified in the 5th quintile for the two nuisances, and the proportions of the groups living in advantaged areas, that is, living in a block classified in the 1st quintile for both nuisances.

Going back to the first two horizontal sections of Table 1, we see the distributions of the different groups under study by quintile of the NO_2 pollution indicator and the road traffic noise indicator. The last two quintiles of air pollution include larger proportions of the total population than the first three quintiles. This can be explained by the fact that the NO_2 concentration is highest in city blocks with the highest population density. Conversely, the two highest quintiles of road traffic noise are characterized by lower proportions of the total population than the first three. Road

traffic noise levels in the highest quintiles are restricted to spaces along the main traffic arteries in the study area. The city blocks located along several major traffic arteries are very small in surface area and thus contain smaller numbers of people. Furthermore, 60% of city blocks in the last quintile of road traffic noise are inhabited by fewer than 150 people, whereas 60% of city blocks in the highest quintile of air pollution are inhabited by more than 150 people.

The distribution of the groups studied was then calculated for each quintile of air pollution and road traffic noise. First, low-income individuals and visible minorities are more strongly concentrated in the highest quintile of air pollution than is the population as a whole (27.01% and 25.97% respectively, compared with 23.33%). In this same quintile, persons under 15 years of age and people over 65 years old are represented in lower proportions (21.40% and 20.37%, versus 23.33%). The situation is more or less the same for road traffic noise, as there are higher proportions of low-income individuals and visible minorities than of the population as a whole in the last quintile (19.15% and 19.53% respectively, versus 17.35%). Conversely, the under 15 age group is found in a lower proportion in the last quintile than the population as a whole (16.90% versus 17.35%), whereas people aged 65 and over are present in the same proportion as the population as a whole (17.35% for both).

For city blocks in the fifth quintile for both the NO₂ indicator and the noise pollution indicator, we then calculated the proportions of the different groups living there. This was also done for blocks in the first quintile for the two pollution indicators. As was the case with both nuisances, low-income individuals and visible minorities in the study area are relatively more concentrated in disadvantaged areas (6.71% and 6.63% respectively, compared with 5.76% for the population as a whole). Children under age 15 are found in a lower proportion, whereas the concentration of people aged 65 and over is very slightly greater (5.08% and 5.79%, versus 5.76%). Finally, the proportions of young people under age 15 and individuals aged 65 and over are higher in advantaged sectors (4.61% and 5.38% respectively, versus 4.39%). On the other hand, there are far lower proportions of low-income individuals and visible minorities in advantaged areas (2.93% and 3.54% respectively, versus 4.39%).

Table 1. – Distribution (%) of population groups in block quintiles of the two pollution indicators

	TotPop	Pop014	PopOver15	Pop65	Pop064	PopVm	PopNonVm	Low-income	PopNotLi
Quintiles of the air pollution indicator (NO ₂)									
1	14,94	16,30	14,70	16,77	14,62	11,93	16,02	10,85	16,83
2	17,82	19,03	17,60	19,16	17,58	16,36	18,34	15,10	19,07
3	21,04	20,96	21,06	22,93	20,71	19,84	21,48	20,47	21,31
4	22,86	22,31	22,96	20,78	23,24	25,91	21,77	26,56	21,16
5	23,33	21,40	23,67	20,37	23,86	25,97	22,38	27,01	21,63
Quintiles of the road traffic noise indicator (dB(A))									
1	20,82	22,08	20,60	21,14	20,77	18,86	21,53	19,49	21,44
2	21,00	21,48	20,91	20,98	21,00	20,44	21,20	20,46	21,25
3	21,70	20,86	21,85	22,20	21,61	21,38	21,82	21,44	21,82
4	19,13	18,68	19,21	18,33	19,27	19,79	18,89	19,46	18,98
5	17,35	16,90	17,43	17,35	17,35	19,53	16,56	19,15	16,52
Disadvantaged areas (quintile 5 for both dB(A) and NO ₂)									
	5,76	5,08	5,88	5,79	5,76	6,63	5,45	6,71	5,32
Advantaged areas (quintile 1 for both dB(A) et NO ₂)									
	4,39	4,61	4,35	5,38	4,22	3,54	4,70	2,93	5,06

TotPop: Total population; Pop014: Population aged 0 to 14; PopOver15: Population aged 15 and over; Pop65: Population aged 65 and over; Pop64: Population aged 0 to 64; PopVm: Population of visible minorities; PopNotVm: Population of persons not members of a visible minority; Low-income: Low-income individuals before income taxes; PopNotLi: Persons above the poverty threshold before income taxes.

5.4.4 Using the indicators to identify environmental inequities for the four groups

In this section, we present the results of the calculations of the two types of environmental equity indicators for the population groups under consideration. These results will enable us to quickly determine whether any of the four groups are overrepresented in disadvantaged or advantaged areas. The results shown in Table 2 indicate that individuals under 15 years old are significantly underrepresented in the highest quintiles of both air pollution (indicator 1 = 0.904, $P < .0001$; indicator 2 = 0.895, $P < .0001$) and road traffic noise (indicator 1 = 0.970, $P < .0001$; indicator 2 = 0.969, $P < .0001$), as well as in disadvantaged areas, whether compared with people over age 15 (indicator 1 = 0.864, $P < .0001$) or compared with their presence in the rest of the study area (indicator 2 = 0.876, $P < .0001$). Next, young people under age 15 are slightly more present in residential areas where nuisance levels are lowest, compared with individuals aged 15 and over (indicator 1 = 1.060, $P < .0001$), and also compared with their presence in the rest of the study area (indicator 2 = 1.053, $P < .0001$). So the situation appears to be rather favourable for people under 15 years of age.

The situation also seems to be beneficial for individuals aged 65 and over, but to a lesser degree. These individuals are in fact less present in areas with high concentrations of NO₂

(indicator 1 = 0.854, $P < .0001$; indicator 2 = 0.841, $P < .0001$) and more present in areas with low levels of air pollution and noise (indicator 1 = 1.277, $P < .0001$; indicator 2 = 1.239, $P < .0001$). On the other hand, the indicators are not significant for areas with the highest road traffic noise or for disadvantaged areas.

For their part, visible minorities and low-income individuals are significantly overrepresented in the areas most polluted by NO_2 (indicator 1 = 1.160 and 1.249, $P < .0001$; indicator 2 = 1.153 and 1.216, $P < .0001$), in the noisiest areas (indicator 1 = 1.179 and 1.160, $P < .0001$; indicator 2 = 1.156 and 1.129, $P < .0001$) and in disadvantaged areas (indicator 1 = 1.217 and 1.261, $P < .0001$; indicator 2 = 1.162 and 1.177, $P < .0001$). Conversely, these two groups are underrepresented in areas with both low air pollution and low noise levels (indicator 1 = 0.754 and 0.580, $P < .0001$; indicator 2 = 0.799 and 0.658, $P < .0001$). So there seems to be a situation of environmental inequity for these two groups, from the perspective of the concentration of air pollution, the level of road traffic noise, and the cumulative effect of these two nuisances.

Table 2. Indicators of representation of the groups under study in the highest quintiles of air pollution and road traffic noise and in disadvantaged and advantaged areas

	0-14 years old		65 years old and over		Visible minorities		Low-income population	
	Indicator 1	P value	Indicator 1	P value	Indicator 1	P value	Indicator 1	P value
Pollution (NO_2 Q5)	0.904	<.0001	0.854	<.0001	1.160	<.0001	1.249	<.0001
Noise (Q5)	0.970	<.0001	1.000	0.958	1.179	<.0001	1.160	<.0001
Disadvantaged areas	0.864	<.0001	1.006	0.504	1.217	<.0001	1.261	<.0001
Advantaged areas	1.060	<.0001	1.277	<.0001	0.754	<.0001	0.580	<.0001
	Indicator 2	P value	Indicator 2	P value	Indicator 2	P value	Indicator 2	P value
Pollution (NO_2 Q5)	0.895	<.0001	0.841	<.0001	1.153	<.0001	1.216	<.0001
Noise (Q5)	0.969	<.0001	1.000	0.958	1.156	<.0001	1.129	<.0001
Disadvantaged areas	0.876	<.0001	1.006	0.504	1.162	<.0001	1.177	<.0001
Advantaged areas	1.053	<.0001	1.239	<.0001	0.799	<.0001	0.658	<.0001

P value indicates that the null hypothesis of equal proportions can be rejected and that the proportions are unequal.

5.5 Discussion

5.5.1 Overview of the results of the environmental equity assessment

In light of the results, individuals under 15 years of age enjoy a favourable situation from every point of view. For their part, people over age 65 are overrepresented in advantaged areas, but are found in disadvantaged areas in the same proportions as younger persons and when

compared with their presence in the rest of the study area. Conversely, visible minorities and low-income individuals are overrepresented in disadvantaged areas and underrepresented in advantaged areas. These findings are in line with those of earlier studies conducted on the Island of Montreal regarding air pollution (Carrier et al. 2014; Crouse, Ross et Goldberg 2009) and road traffic noise (Carrier, Apparicio et Séguin Submitted). As for the values obtained for the environmental equity indicators, the results of the case under study here for low-income individuals and visible minorities are nonetheless substantially lower than those reported by Chakraborty (2006) in the context of his study in a Florida county.

The environmental equity assessment reached in the Montreal context is in part explained by the social geography of the four groups examined and the location of the main traffic arteries on the Island of Montreal. Low-income individuals in the study area and, to a lesser extent, visible minorities are found in high proportions in central neighbourhoods of the Island of Montreal. These neighbourhoods are characterized by a large concentration of sections of highway featuring traffic flows of more than 100,000 vehicles a day, and crossed by a number of arterial and collector roads, all of which link up the Island of Montreal's major poles of attraction and provide access to the bridges and the metropolitan area's main suburban municipalities. More than half of the city blocks in the category of the disadvantaged areas that are the focus of this analysis are in fact located in a sector bound by highways 15 (Décarie), 40 (Metropolitan), 25 and 720, which more or less corresponds to the central boroughs of the Island of Montreal.

Next, data from the 2006 Statistics Canada census indicate that disadvantaged sectors in the study area are largely comprised of rental buildings where the average monthly rent is less than \$650, compared with an average of \$685 for monthly residential rentals across the Island of Montreal (Statistique Canada 2006). The study by Sénécal et al. (2000) also shows that buildings located near urban expressways on the Island of Montreal, especially the Metropolitan and Décarie expressways, are mostly lower-value rental residential dwellings such as "walk-ups"³ (Moretti, Vachon et Despres 2004) or consist of large concentrations of low-income housing (social housing). Other research has moreover found that high road traffic noise levels (Brandt et Maennig 2011; Kim, Park et Kweon 2007; Theebe 2004; Wilhelmsson 2000) and the high concentration of various air pollutants (Bayer, Keohane et Timmins 2009; Smith et Huang 1995) have negative impacts on rental values. We can thus propose the hypothesis that the values of rents in the residential buildings largely characterizing the disadvantaged sectors of

³ A walk-up is a collective residential building without an elevator, usually no more than three stories high, and with no direct single access to the street.

the study area may be negatively influenced by the cumulative effect of the nuisances, and consequently attract lower-income individuals.

As for young people aged 15 and under, they are significantly less present in disadvantaged areas, with a high proportion living in urban environments where there are more local streets and fewer major traffic arteries. Since the 1950s, the proportion of under-15-year-olds has substantially declined in the central boroughs of the Island of Montreal, sectors where disadvantaged residential spaces predominate, whereas their presence has considerably increased in the lower-density Montreal Island suburbs (Apparicio et al. 2010). Finally, people aged 65 and over living on the Island of Montreal are not overrepresented in disadvantaged areas. This can be explained by the fact that the distribution of individuals over age 65 in Montreal from 1981 to 2006 was marked by a process of decentralization (Séguin, Apparicio et Negron 2013). In other words, older people are becoming more and more dispersed over the territory of the island and, especially, are increasingly present in the first-ring suburbs, where there are very few disadvantaged areas.

5.5.2 Potential repercussions in terms of interventions and public policies

Some solutions have been highlighted in the literature to reduce the levels of pollutant emissions in residential areas located near major traffic arteries. First, the U.S. highway transportation agency, the Federal Highway Administration (FHWA), has suggested identifying uses compatible with proximity to a highway (FHWA 2002). The FHWA notes that the planning of industrial, commercial or institutional uses should be given preference along highways, as these uses can be considered to constitute a transition zone that captures a large portion of the intensity of the nuisances generated by major traffic arteries (FHWA 2002). The FHWA also recommends developing green spaces between highways and residential areas to mitigate nuisances. Approaches of this kind could thus be prioritized in disadvantaged sectors in the study area.

The disadvantaged areas concerned are in most cases located near a section of highway or along major traffic arteries that converge toward an even busier section of highway. It would therefore be relevant to set up mitigation measures such as noise barriers, green buffers or any other measure fostering a decrease in the levels of air pollutants and road traffic noise in the residential spaces targeted. However, the configuration of the main highway sections on the

Island of Montreal represents an important limitation in this regard. These sections of highway are linked to service roads and to a series of zones of convergence and divergence that act as highway access and exit areas. However, from the viewpoint of road safety, it is vital that feeder roads leading onto the highway be long enough, which in many cases limits the feasibility of some of the interventions designed to reduce nuisances.

In Québec, the provincial legislation governing land use planning and development, the *Loi sur l'aménagement et l'urbanisme*, stipulates that the RCMs'⁴ land use and development plans must "identify the thoroughfares whose present or planned presence in a place results in land occupation near this place being subject to major restrictions for reasons of public safety, public health or general welfare" (Government of Quebec 2013). In their planning bylaws, municipalities must therefore regulate areas subject to high concentrations of nuisances for reasons of public safety or public health and welfare. In these areas, they must provide for certain categories of land uses, structures or cadastral operations. To this effect, the Montreal Metropolitan Community (MMC)'s master plan, adopted in 2011, specifies that measures should be implemented to ensure a harmonious coexistence of uses through a normative approach, in order to minimize the impact of road transportation-related nuisances as much as possible (Government of Quebec 2013). One of the anticipated actions to be taken would be to control future development along major traffic arteries. For example, all Québec municipalities would be obliged to prohibit uses deemed to be sensitive to pollutant emissions less than 200 metres from an artery where there is a daily traffic flow of more than 40,000 vehicles,⁵ such as schools, hospitals, childcare centres, seniors' residences and other residential uses. With such a normative approach, it would thus be possible to minimize the negative effects of transportation on the health and well-being of the population groups most vulnerable to noise and air pollution.

Finally, the previous solutions that have been proposed in this paper refer to the Island of Montreal scale. However, it should be remembered that only 460 city blocks of the study area are characterized by high concentrations of traffic-related pollutants. Possible actions could be targeted in the municipal land use policies to further mitigate the consequences of the traffic in these city blocks. For example, investments could be used to plant trees and to carry out greening measures in the available spaces of these 460 city blocks. These actions would be beneficial in, among other things, helping to reduce noise pollution, to absorb a portion of

⁴ In Québec, a regional county municipality (RCM) groups together several municipalities.

⁵ A threshold that has already been recommended in the Canadian province of British Columbia.

pollutant emissions effect and to eventually provide a more effective visual barrier (Akbari, Pomerantz et Taha 2001).

5.6 Conclusion

The results of the analysis have shown that low-income individuals and visible minorities in the study area are more likely to live in city blocks that are considered disadvantaged than are the general population. Additionally, those aged less than 15 years of age and 65 and over tend to live in areas with the lowest exposures to these risks, as compared to those in other age groups. Various elements may help to explain these results: the social geography of the study area, the location of the major traffic arteries, and rental values near some major traffic arteries.

A number of solutions were then mentioned to reduce the concentrations of pollutant emissions from road transportation in residential areas. In the Montreal context, one of them is to use urban planning tools to better control land use and development along major traffic arteries. The systematic employment of these tools could thus enable planners to prohibit the development of new residential projects or any other incompatible uses in areas with high concentrations of pollutant emissions from road transportation. Another way of decreasing the levels of pollutant emissions would be to reduce the number of vehicles travelling on the main road network on the Island of Montreal. Several ways of accomplishing this have been identified in the literature, such as allocating increased funding for public transit, creating incentives to reduce the number of vehicles in central city sectors, setting up reserved carpool lanes during rush hours and developing programs with employers to encourage teleworking. However, putting any of these measures into practice requires that a consensus be reached between a number of actors from various sectors, such as, among others, planning departments in the MMC and the cities that comprise it, including the City of Montreal, the Québec transportation department, the Société de transport de Montréal (Montreal transit authority), the Agence métropolitaine de transport and public health experts. Finally, the findings of this study also suggest identifying priority locations that should be targeted in the land use municipal policies in order to reduce traffic-related pollutants emissions.

The analyses performed in this article also open up new research avenues. This study focused on estimated levels of pollutants in the central portion of the Island of Montreal. Some studies have recently examined individual exposure to air pollution and road traffic noise. It would thus

be relevant to use monitors to measure the exposure of individuals living in disadvantaged areas in order to precisely determine whether the latter are potentially exposed to levels of pollutant emissions that exceed the tolerance thresholds set by public health authorities. Once the measures of exposure have been obtained, it would also be interesting to link them to health data.

5.7 REFERENCES

- Akbari, H., Pomerantz, M., Taha, H. (2001) 'Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas', *Solar energy*, 70(3), pp. 295-310
- Allen, R.W., Davies, H., Cohen, M.A., Mallach, G., Kaufman, J.D., Adar, S.D. (2009) 'The spatial relationship between traffic-generated air pollution and noise in 2 US cities', *Environmental research*, 109(3), pp. 334-342
- Apparicio, P., Cloutier, M., Séguin, A., Ades, J. (2010) 'Accessibilité spatiale aux parcs urbains pour les enfants et injustice environnementale. Exploration du cas montréalais', *Revue internationale de géomatique*, 20(3), pp. 363-389
- Babisch, W. (2008) 'Road traffic noise and cardiovascular risk', *Noise and Health*, 10(38), pp. 27
- Bae, C.-H.C., Sandlin, G., Bassok, A., Kim, S. (2007) 'The exposure of disadvantaged populations in freeway air-pollution sheds: a case study of the Seattle and Portland regions', *ENVIRONMENT AND PLANNING B PLANNING AND DESIGN*, 34(1), pp. 154
- Barros, N., Fontes, T., Silva, M., Manso, M. (2013) 'How wide should be the adjacent area to an urban motorway to prevent potential health impacts from traffic emissions?', *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 50(pp. 113-128
- Bayer, P., Keohane, N., Timmins, C. (2009) 'Migration and hedonic valuation: The case of air quality', *Journal of Environmental Economics and Management*, 58(1), pp. 1-14
- Bluhm, G., Berglind, N., Nordling, E., Rosenlund, M. (2007) 'Road traffic noise and hypertension', *Occupational and environmental medicine*, 64(2), pp. 122-126
- Bluhm, G., Nordling, E., Berglind, N. (2004) 'Road traffic noise and annoyance-An increasing environmental health problem', *Noise and Health*, 6(24), pp. 43
- Bocquier, A., Cortaredona, S., Boutin, C., David, A., Bigot, A., Chaix, B., Gaudart, J., Verger, P. (2012) 'Small-area analysis of social inequalities in residential exposure to road traffic noise in Marseilles, France', *The European Journal of Public Health*, pp. cks059
- Bolte, G., Tamburlini, G., Kohlhuber, M. (2010) 'Environmental inequalities among children in Europe—evaluation of scientific evidence and policy implications', *The European Journal of Public Health*, 20(1), pp. 14-20
- Brainard, J.S., Jones, A.P., Bateman, I.J., Lovett, A.A. (2004) 'Exposure to environmental urban noise pollution in Birmingham, UK', *Urban Studies*, 41(13), pp. 2581-2600
- Brandt, S., Maennig, W. (2011) 'Road noise exposure and residential property prices: Evidence from Hamburg', *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 16(1), pp. 23-30
- Briggs, D., Abellan, J.J., Fecht, D. (2008) 'Environmental inequity in England: small area associations between socio-economic status and environmental pollution', *Social science & medicine*, 67(10), pp. 1612-1629

Brugge, D., Durant, J.L., Rioux, C. (2007) 'Near-highway pollutants in motor vehicle exhaust: a review of epidemiologic evidence of cardiac and pulmonary health risks', *Environmental Health*, 6(1), pp. 23

Carrier, M., Apparicio, P., Séguin, A.-M. (Submitted) 'Road traffic noise in Montreal and environmental equity: What is the situation for the most vulnerable population groups?', *Journal of Transport Geography*,

Carrier, M., Apparicio, P., Séguin, A.-M., Crouse, D. (2014) 'The application of three methods to measure the statistical association between different social groups and the concentration of air pollutants in Montreal: A case of environmental equity', *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 30(pp. 38-52

Carrier, M., Séguin, A.-M., Apparicio, P., Crouse, D. (2013) 'Les résidences pour personnes âgées de l'île de Montréal appartenant aux parcs social et privé: une exposition inéquitable à la pollution de l'air?', *Cahiers de géographie du Québec*, 57(161), pp. 239-256

Chakraborty, J. (2006) 'Evaluating the environmental justice impacts of transportation improvement projects in the US', *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 11(5), pp. 315-323

Chakraborty, J., Schweitzer, L.A., Forkenbrock, D.J. (1999) 'Using GIS to assess the environmental justice consequences of transportation system changes', *Transactions in GIS*, 3(3), pp. 239-258

Crouse, D.L., Goldberg, M.S., Ross, N.A. (2009a) 'A prediction-based approach to modelling temporal and spatial variability of traffic-related air pollution in Montreal, Canada', *Atmospheric Environment*, 43(32), pp. 5075-5084

Crouse, D.L., Ross, N.A., Goldberg, M.S. (2009b) 'Double burden of deprivation and high concentrations of ambient air pollution at the neighbourhood scale in Montreal, Canada', *Social science & medicine*, 69(6), pp. 971-981

Davies, H.W., Vlaanderen, J., Henderson, S., Brauer, M. (2009) 'Correlation between co-exposures to noise and air pollution from traffic sources', *Occupational and environmental medicine*, 66(5), pp. 347-350

Day, R. (2008) 'Local Urban Environments and the Wellbeing of Older People', in Justice, S.C.f.R.o.S. (ed), University of Birmingham.

Day, R. (2010) 'Environmental justice and older age: consideration of a qualitative neighbourhood-based study', *Environment and planning. A*, 42(11), pp. 2658

English, P., Neutra, R., Scalf, R., Sullivan, M., Waller, L., Zhu, L. (1999) 'Examining associations between childhood asthma and traffic flow using a geographic information system', *Environmental health perspectives*, 107(9), pp. 761

Evans, G.W., Kantrowitz, E. (2002) 'Socioeconomic status and health: the potential role of environmental risk exposure', *Annual review of public health*, 23(1), pp. 303-331

Evans, G.W., Lercher, P., Meis, M., Ising, H., Kofler, W.W. (2001) 'Community noise exposure and stress in children', *The Journal of the Acoustical Society of America*, 109(3), pp. 1023-1027

FHWA (2002) 'Entering the quiet zone : Noise compatible and land use planning '.

Foraster, M., Deltell, A., Basagaña, X., Medina-Ramón, M., Aguilera, I., Bouso, L., Grau, M., Phuleria, H.C., Rivera, M., Slama, R. (2011) 'Local determinants of road traffic noise levels versus determinants of air pollution levels in a Mediterranean city', *Environmental research*, 111(1), pp. 177-183

Forkenbrock, D., Schweitzer, L. (1999) 'Environmental justice in transportation planning', *Journal of the American Planning Association*, 65(1), pp. 96-112

Gan, W.Q., Davies, H.W., Koehoorn, M., Brauer, M. (2012) 'Association of long-term exposure to community noise and traffic-related air pollution with coronary heart disease mortality', *American journal of epidemiology*, 175(9), pp. 898-906

Gauderman, W.J., Vora, H., McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., Thomas, D., Lurmann, F., Avol, E., Kunzli, N., Jerrett, M. (2007) 'Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study', *The Lancet*, 369(9561), pp. 571-577

Geurs, K.T., Boon, W., Van Wee, B. (2009) 'Social impacts of transport: literature review and the state of the practice of transport appraisal in the Netherlands and the United Kingdom', *Transport Reviews*, 29(1), pp. 69-90

Government of Quebec (2013) 'Loi sur l'aménagement et l'urbanisme', *Gazette officielle du Québec*.

Greenberg, M. (1993) 'Proving environmental inequity in siting locally unwanted land uses', *Risk*, 4(pp. 235

Grineski, S.E. (2007) 'Incorporating health outcomes into environmental justice research: The case of children's asthma and air pollution in Phoenix, Arizona', *Environmental Hazards*, 7(4), pp. 360-371

Havard, S., Deguen, S., Zmirou-Navier, D., Schillinger, C., Bard, D. (2009) 'Traffic-related air pollution and socioeconomic status: a spatial autocorrelation study to assess environmental equity on a small-area scale', *Epidemiology*, 20(2), pp. 223-230

Havard, S., Reich, B.J., Bean, K., Chaix, B. (2011) 'Social inequalities in residential exposure to road traffic noise: an environmental justice analysis based on the RECORD Cohort Study', *Occupational and environmental medicine*, 68(5), pp. 366-374

Hoffmann, B., Kolahgar, B., Rauchfuss, K., Eberwein, G., Franzen-Reuter, I., Kraft, M., Wilhelm, M., Ranft, U., Jöckel, K.-H. (2009) 'Childhood social position and associations between environmental exposures and health outcomes', *International journal of hygiene and environmental health*, 212(2), pp. 146-156

Hokanson, B., Minkoff, M., Nichols, S., Cowart, S. (1981) 'Measures of noise damage costs attributable to motor vehicle travel'.

Houston, D., Ong, P., Wu, J., Winer, A. (2006) 'Proximity of licensed child care facilities to near-roadway vehicle pollution', *American journal of public health*, 96(9), pp. 1611-1617

Houston, D., Wu, J., Ong, P., Winer, A. (2004) 'Structural disparities of urban traffic in southern California: Implications for vehicle-related air pollution exposure in minority and high-poverty neighborhoods', *Journal of Urban Affairs*, 26(5), pp. 565-592

Jerrett, M., Arain, A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Potoglou, D., Sahuvaroglu, T., Morrison, J., Giovis, C. (2004) 'A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models', *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 15(2), pp. 185-204

Jerrett, M., Arain, M., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Crouse, D., Gilbert, N., Brook, J., Finkelstein, N., Finkelstein, M. (2007) 'Modeling the intraurban variability of ambient traffic pollution in Toronto, Canada', *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 70(3-4), pp. 200-212

Jerrett, M., Shankardass, K., Berhane, K., Gauderman, W.J., Künzli, N., Avol, E., Gilliland, F., Lurmann, F., Molitor, J.N., Molitor, J.T. (2008) 'Traffic-related air pollution and asthma onset in children: a prospective cohort study with individual exposure measurement', *Environ Health Perspect*, 116(10), pp. 1433-1438

Kan, H., Heiss, G., Rose, K.M., Whitsel, E.A., Lurmann, F., London, S.J. (2008) 'Prospective analysis of traffic exposure as a risk factor for incident coronary heart disease: the Atherosclerosis Risk in Communities (ARIC) study', *Environ Health Perspect*, 116(11), pp. 1463-1468

Kelly, F., Dunster, C., Mudway, I. (2003) 'Air pollution and the elderly: oxidant/antioxidant issues worth consideration', *European Respiratory Journal*, 21(40), pp. 70-75

Kim, K.S., Park, S.J., Kweon, Y.-J. (2007) 'Highway traffic noise effects on land price in an urban area', *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 12(4), pp. 275-280

King, E.A., Murphy, E., Rice, H.J. (2011) 'Implementation of the EU environmental noise directive: lessons from the first phase of strategic noise mapping and action planning in Ireland', *Journal of environmental management*, 92(3), pp. 756-764

Kingham, S., Pearce, J., Zawar-Reza, P. (2007) 'Driven to injustice? Environmental justice and vehicle pollution in Christchurch, New Zealand', *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 12(4), pp. 254-263

Kruize, H., Driessen, P.P., Glasbergen, P., van Egmond, K.N. (2007) 'Environmental equity and the role of public policy: experiences in the Rijnmond region', *Environmental management*, 40(4), pp. 578-595

Lam, K.-c., Chan, P.-K. (2006) 'Socio-economic status and inequalities in exposure to transportation noise in Hong Kong', *Transportation*, pp. 107-113

Landrigan, P.J., Kimmel, C.A., Correa, A., Eskenazi, B. (2004) 'Children's health and the environment: public health issues and challenges for risk assessment', *Environmental health perspectives*, 112(2), pp. 257

Liu, F. (2001) 'Equity analysis of transportation systems, projects, plans, and policies', in Publishers, L. (ed) *Environmental Justice Analysis: Theories, Methods, and Practice*, New York.

- McConnell, R., Berhane, K., Yao, L., Jerrett, M., Lurmann, F., Gilliland, F., Künzli, N., Gauderman, J., Avol, E., Thomas, D. (2006) 'Traffic, susceptibility, and childhood asthma', *Environmental health perspectives*, pp. 766-772
- Mennis, J. (2005) 'The distribution and enforcement of air polluting facilities in New Jersey', *Professional Geographer*, 57(3), pp. 411-422
- Mitchell, G. (2005) 'Forecasting environmental equity: Air quality responses to road user charging in Leeds, UK', *Journal of Environmental Management*, 77(3), pp. 212-226
- Morawska, L., Thomas, S., Gilbert, D., Greenaway, C., Rijnders, E. (1999) 'A study of the horizontal and vertical profile of submicrometer particles in relation to a busy road', *Atmospheric Environment*, 33(8), pp. 1261-1274
- Morello-Frosch, R., Pastor, M., Sadd, J. (2001) 'Environmental Justice and Southern California's "Riskscape" The Distribution of Air Toxics Exposures and Health Risks among Diverse Communities', *Urban Affairs Review*, 36(4), pp. 551-578
- Moretti, G., Vachon, G., Despres, C. (2004) 'Les immeubles locatifs de type walk-up de la première couronne de banlieue de Québec', in Service de l'Aménagement du territoire, V.d.Q. (ed).
- Moudon, A.V. (2009) 'Real noise from the urban environment: how ambient community noise affects health and what can be done about it', *American journal of preventive medicine*, 37(2), pp. 167-171
- Murphy, E., King, E.A. (2010) 'Strategic environmental noise mapping: Methodological issues concerning the implementation of the EU Environmental Noise Directive and their policy implications', *Environment international*, 36(3), pp. 290-298
- Næss, Ø., Nafstad, P., Aamodt, G., Claussen, B., Rosland, P. (2007) 'Relation between concentration of air pollution and cause-specific mortality: four-year exposures to nitrogen dioxide and particulate matter pollutants in 470 neighborhoods in Oslo, Norway', *American Journal of Epidemiology*, 165(4), pp. 435-443
- Namdeo, A., Stringer, C. (2008) 'Investigating the relationship between air pollution, health and social deprivation in Leeds, UK', *Environment international*, 34(5), pp. 585-591
- Nega, T.H., Chihara, L., Smith, K., Jayaraman, M. (2013) 'Traffic Noise and Inequality in the Twin Cities, Minnesota', *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 19(3), pp. 601-619
- Öhrström, E., Skånberg, A. (2004) 'Sleep disturbances from road traffic and ventilation noise—laboratory and field experiments', *Journal of Sound and Vibration*, 271(1), pp. 279-296
- OMS (2007) 'Global Age-friendly Cities: A guide', in Organization, W.H. (ed) *Ageing and Life Course, Family and Community Health*
- Pearce, J., Richardson, E.A., Mitchell, R.J., Shortt, N.K. (2010) 'Environmental justice and health: the implications of the socio-spatial distribution of multiple environmental deprivation for health inequalities in the United Kingdom', *Transactions of the Institute of British Geographers*, 35(4), pp. 522-539

- Pham, T.-T.-H., Apparicio, P., Séguin, A.-M., Landry, S., Gagnon, M. (2012) 'Spatial distribution of vegetation in Montreal: An uneven distribution or environmental inequity?', *Landscape and Urban Planning*, 107(3), pp. 214-224
- Philipps, D., Siu, O.-L., Yeh, A., Cheng, K. (2005) 'Ageing and the urban environment', in Routledge (ed) *Ageing and Place: Perspectives, policy, practice*.
- Rioux, C.L., Gute, D.M., Brugge, D., Peterson, S., Parmenter, B. (2010) 'Characterizing urban traffic exposures using transportation planning tools: an illustrated methodology for health researchers', *Journal of urban health*, 87(2), pp. 167-188
- Rotko, T., Koistinen, K., HAENNINEN, O., Jantunen, M. (1999) 'Sociodemographic descriptors of personal exposure to fine particles (PM_{2.5}) in EXPOLIS Helsinki', *Journal of exposure analysis and environmental epidemiology*, 10(4), pp. 385-393
- Schikowski, T., Sugiri, D., Reimann, V., Pesch, B., Ranft, U., Krämer, U. (2008) 'Contribution of smoking and air pollution exposure in urban areas to social differences in respiratory health', *BMC public health*, 8(1), pp. 179
- Séguin, A.-M., Apparicio, P., Negron, P. (2013) 'La répartition de la population âgée dans huit métropoles canadiennes de 1981 à 2006: un groupe de moins en moins ségrégué', *Cybergeo: European Journal of Geography*,
- Sénécal, G., Archambault, J., Hamel, P. (2000) 'L'autoroute urbaine à Montréal : la cicatrice et sa réparation ', in Québec, P.d.I.U.d. (ed) *Les espaces dégradés : contraintes et conquêtes*, Montréal.
- Seto, E.Y.W., Holt, A., Rivard, T., Bhatia, R. (2007) 'International Journal of Health Geographics', *International journal of health geographics*, 6(pp. 24
- Sheppard, E., Leitner, H., McMaster, R.B., Tian, H. (1999) 'GIS-based measures of environmental equity: exploring their sensitivity and significance', *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 9(1), pp. 18-28
- Smith, V.K., Huang, J.-C. (1995) 'Can markets value air quality? A meta-analysis of hedonic property value models', *Journal of political economy*, pp. 209-227
- Sorensen, M., Andersen, Z.J., Nordsborg, R.B., Becker, T., Tjonneland, A., Overvad, K., Raaschou-Nielsen, O. (2012) 'Long-term exposure to road traffic noise and incident diabetes: a cohort study', *Environmental health perspectives*, 121(2), pp. 217-222
- Statistique Canada (2006) 'Recensement de la population 2006'.
- Tétreault, L.-F., Perron, S., Smargiassi, A. (2013) 'Cardiovascular health, traffic-related air pollution and noise: are associations mutually confounded? A systematic review', *International journal of public health*, 58(5), pp. 649-666
- Theebe, M.A. (2004) 'Planes, trains, and automobiles: the impact of traffic noise on house prices', *The Journal of Real Estate Finance and Economics*, 28(2-3), pp. 209-234
- Van Hee, V.C., Adar, S.D., Szpiro, A.A., Barr, R.G., Bluemke, D.A., Diez Roux, A.V., Gill, E.A., Sheppard, L., Kaufman, J.D. (2009) 'Exposure to traffic and left ventricular mass and function:

the Multi-Ethnic Study of Atherosclerosis', *American journal of respiratory and critical care medicine*, 179(9), pp. 827-834

van Kempen, E., Kruize, H., Boshuizen, H. (2002) 'The association between noise exposure and blood pressure and ischemic heart disease: a meta-analysis', *Environ Health Perspect*, 110(pp. 307-317

Walker, G. (2009) 'Beyond distribution and proximity: exploring the multiple spatialities of environmental justice', *Antipode*, 41(4), pp. 614-636

Walker, G. (2011) 'Environmental justice: concepts, evidence and politics', in Routledge (ed), New York.

Wheeler, B.W., Ben-Shlomo, Y. (2005) 'Environmental equity, air quality, socioeconomic status, and respiratory health: a linkage analysis of routine data from the Health Survey for England', *Journal of Epidemiology and Community Health*, 59(11), pp. 948-954

Wilhelmsson, M. (2000) 'The impact of traffic noise on the values of single-family houses', *Journal of environmental planning and management*, 43(6), pp. 799-815

Zhu, Y., Hinds, W.C., Kim, S., Shen, S., Sioutas, C. (2002a) 'Study of ultrafine particles near a major highway with heavy-duty diesel traffic', *Atmospheric Environment*, 36(27), pp. 4323-4335

Zhu, Y., Hinds, W.C., Kim, S., Sioutas, C. (2002b) 'Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway', *Journal of the air & waste management association*, 52(9), pp. 1032-1042

CHAPITRE 6 - DISCUSSION DES RÉSULTATS

6.1 Proximité de certains groupes aux axes majeurs de circulation

Plusieurs études quantitatives ont préalablement rapporté que les personnes à faible revenu et les minorités visibles résident de façon significative dans les zones limitrophes aux autoroutes et autres axes majeurs de circulation (Bae et al. 2007; Chakraborty 2006; Green et al. 2004; Gunier et al. 2003). Les résultats de cette thèse de doctorat concordent avec ces études : ces deux groupes sont plus susceptibles de vivre dans des milieux où les niveaux de bruit routier et les concentrations de polluants atmosphériques sont plus élevés. En plus de leur géographie résidentielle, quelques autres pistes d'explication peuvent être abordées pour comprendre, du moins partiellement, les résultats observés. Cette section présente dans un premier temps les processus d'aménagement des zones limitrophes de quelques-unes des autoroutes urbaines de l'île de Montréal en insistant notamment sur les types d'habitations présentes à l'intérieur de celles-ci. Ensuite, une revue de la littérature est effectuée concernant l'influence des émissions polluantes du transport routier sur les prix des logements. Enfin, les motivations des individus à résider près des axes majeurs de circulation sont présentées en s'appuyant sur la littérature portant sur la satisfaction résidentielle.

6.1.1 Processus d'aménagement du réseau autoroutier de l'île de Montréal

Dans les premières décennies du 20^e siècle, l'urbanisation sur l'île de Montréal a principalement suivi deux axes en forme de «T» inversé en suivant le fleuve Saint-Laurent d'est en ouest, entre les arrondissements actuels de Verdun et d'Hochelaga-Maisonneuve, et comme axe vertical, un couloir de quelques kilomètres localisé entre l'avenue du Parc et le boulevard Pie-IX (Drouilly 1996). Des densités de population non négligeables sont également retrouvées dans le pourtour du Mont-Royal, soit au niveau des secteurs de Westmount et d'Outremont. Jusqu'au début des années 1950, la population s'est principalement concentrée dans ces secteurs, qui correspondent aujourd'hui, aux arrondissements centraux de l'île de Montréal. Cette même décennie marque ensuite d'importants changements dans la distribution de la population sur l'île de Montréal alors que de nouveaux espaces résidentiels éloignés du centre-ville actuel sont développés, notamment, en raison de la motorisation des ménages (Séguin, Negron et Apparicio 2012).

À la suite de la Seconde Guerre mondiale, la motorisation des ménages conduit donc à un étalement des fonctions urbaines et de la population montréalaise (Dupuy 1995). Le développement d'un réseau autoroutier performant constitue ainsi l'un des éléments majeurs du plan de circulation proposé par le ministère provincial de la Voirie au début des années 1960 (Legault 2002). La mise en place de nouveaux tronçons autoroutiers doit cependant s'implanter à l'intérieur d'une trame urbaine déjà existante au sein de quartiers déjà bien définis (Legault 2002). Le plan du ministère prévoyait donc la construction d'un système autoroutier formant un quadrilatère délimité à l'ouest par l'autoroute Décarie, au nord par la Métropolitaine, à l'est par l'autoroute 25 et au sud par l'autoroute Ville-Marie (Legault, 2002). Ces autoroutes sont également reliées avec le tunnel Louis-Hippolyte-Lafontaine, le Pont Champlain, de même qu'avec un tronçon de l'autoroute des Laurentides reliant l'île de Montréal avec les autres régions du Québec. L'aménagement de ces autoroutes entraîne également de l'achalandage sur les principales artères et collectrices de l'île de Montréal des arrondissements centraux qui constituent à la fois des voies d'accès et de déversement de ces axes majeurs de circulation.

La construction de plusieurs de ces tronçons autoroutiers au cours de la décennie des années 1960 a entraîné une redéfinition de l'occupation du sol de leurs secteurs limitrophes. L'aménagement des autoroutes Métropolitaine, Ville-Marie et d'une portion importante de l'autoroute Décarie a ainsi entraîné l'expropriation de secteurs résidentiels anciens, amenant par le fait même une transformation de l'espace urbain localisé en bordure de ces autoroutes (Legault 2002; Sénécal, Archambault et Hamel 2000).

Les données du recensement 2006 de Statistique Canada relatives aux caractéristiques des logements se retrouvant dans les aires de diffusion immédiates aux autoroutes Métropolitaine (entre les autoroutes Décarie et 25), Décarie (entre le chemin de la Côte-Saint-Luc et la rue Sherbrooke), Ville-Marie (sur sa rive sud dans le secteur de la Petite-Bourgogne) et 15 (entre les boulevards Henri-Bourassa et Sauvé) indiquent que les zones adjacentes à ces tronçons autoroutiers sont composées en majorité de bâtiments locatifs, construits à partir de la décennie 1961-1971 et d'une valeur mensuelle du loyer inférieure à 650\$, comparativement à 680\$ en moyenne pour l'île de Montréal (Statistique Canada 2006). Dans leur description des bâtiments à proximité des autoroutes Métropolitaine et Décarie, Sénécal et al. (2000) rapportent que la plupart d'entre eux sont caractérisés par des édifices résidentiels de valeur moindre tels que des « *walk-up* » ou des habitations à loyer modique (HLM). Dans les cas de Ville Mont-Royal et de Notre-Dame-de-Grâce, des bâtiments résidentiels d'une volumétrie plus élevée et de prestige moindres effectuent un écran visuel et sonore le long des autoroutes Métropolitaine

et Décarie pour protéger des secteurs habités fortement valorisés (Sénécal, Archambault et Hamel 2000).

Le réseau autoroutier de l'île de Montréal a donc été aménagé en suivant des logiques de transport métropolitain, le long d'axes majeurs de circulation déjà existants à l'époque et dans l'optique de minimiser les coûts de construction (Legault 2002). Des types d'habitation moins attrayants et les valeurs moindres des loyers peuvent expliquer, du moins en partie, que les zones attenantes à ces autoroutes soient significativement plus occupées à l'heure actuelle par des personnes à plus faible revenu.

6.1.2 L'influence des externalités négatives du transport sur les prix immobiliers

La littérature de la première génération de recherche en justice environnementale a rapporté à plusieurs reprises que les minorités visibles, principalement les Afro-américains, sont disproportionnellement présentes près de divers générateurs de nuisances compte tenu de la discrimination dont elles seraient victimes et en raison des politiques publiques inadéquates pour assurer leur protection (Bullard et Johnson 2000; Bullard et Lewis 1996; Chavis 1994). D'autres auteurs se sont de leur côté penchés sur l'analyse des dynamiques du marché de l'habitation afin d'expliquer la présence disproportionnelle des personnes à plus faible revenu et des minorités visibles à proximité de ces générateurs (Been 1994). Une synthèse effectuée par Boyle et al. (2001) a d'ailleurs rapporté certains impacts de ces générateurs de nuisances environnementales sur la valeur foncière des résidences limitrophes. Des valeurs foncières moins élevées ont donc été répertoriées à proximité de sites de matières dangereuses (Ketkar 1992; Kiel 1995), près des sites d'enfouissement pour déchets (Smolen, Moore et Conway 1992; Thayer, Albers et Rahmatian 1992), des raffineries (Carroll, Clauret et Jensen 1996) et des centrales nucléaires (Kiel et McClain 1995).

La littérature en économie urbaine a également considéré certaines externalités négatives issues du transport routier pour quantifier les prix immobiliers. La méthode hédonique, développée par Rosen (1974), est une évaluation souvent utilisée pour estimer l'apport positif ou négatif de divers éléments de l'environnement urbain sur les prix immobiliers. L'une des externalités négatives considérées dans ce modèle se rapporte au bruit routier. Cette nuisance a ainsi été étudiée à plusieurs reprises afin de quantifier son influence sur le prix immobilier (Theebe 2004). À Hambourg en Allemagne, Brandt et al. (2011) ont déterminé que les valeurs immobilières diminuent de 0,23% à chaque augmentation de 1 dB(A) de bruit routier. Aux Pays-

Bas, Theebe (2004) a calculé qu'une diminution de 1 dB(A) entraîne une augmentation de la valeur foncière de 0,4% et qu'une dévaluation de 7,5% de celle-ci peut être envisageable lorsque le niveau de bruit ambiant atteint 75 dB(A). Des résultats similaires ont été obtenus à Bucheon, en Corée-du-Sud, alors qu'une augmentation de 1 dB(A) est associée à une diminution de 0,3% de la valeur immobilière (Kim, Park et Kweon 2007).

Les études hédoniques ayant intégré la variable de la qualité de l'air arrivent de leur côté à des résultats variés. D'un côté, Smith et Huang (1995) ont analysé 37 études étasuniennes suggérant, pour la plupart, qu'une diminution de la concentration d'une unité ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de particules en suspension (TSP) entraîne une augmentation de la valeur des propriétés de 0,05% à 0,1%. Chay et Greenstone (1998) abondent dans le même sens que l'étude précédente alors qu'une diminution d'une unité des TSP entraîne une hausse de 0,7% à 1,5% de la valeur immobilière. Ensuite, dans une étude réalisée aux États-Unis, Bayer, Keohane et Timmins (2009) signalent qu'une diminution d'une unité des particules PM conduit, toutes choses étant égales par ailleurs, à une augmentation oscillant entre 149\$ à 185\$ en dollars constants sur le prix médian des maisons. D'un autre côté, Chattopadhyay (1999) a analysé l'influence de plusieurs polluants atmosphériques à Chicago. Il conclut qu'uniquement les diminutions de concentrations de PM_{10} ont une influence sur les prix immobiliers. À Séoul, en Corée-du-Sud, Won et al. (2003) signalent que seulement le SO_2 a une influence sur les valeurs immobilières alors que les concentrations de NO_x n'exercent aucune variation sur les prix.

À la lumière de cette brève revue de la littérature, il est fort probable qu'en concentrations suffisantes, les polluants atmosphériques et le bruit routier ont une influence négative sur le prix des loyers. La sous-section précédente a signalé que les zones limitrophes aux axes majeurs de circulation de l'île de Montréal sont pour la plupart composées d'immeubles locatifs et qu'une partie d'entre eux peut être considérée de valeur moindre. La présence d'immeubles locatifs de moindre qualité a ainsi habituellement un impact sur le prix des loyers dans ces espaces résidentiels. Par conséquent, il est probable que la combinaison de ces deux facteurs ait une influence potentielle sur le fait que des personnes à faible revenu soient surreprésentées dans les espaces résidentiels caractérisés par des concentrations élevées d'émissions polluantes.

6.1.3 Les choix résidentiels et la satisfaction qui découle de la proximité aux axes majeurs de circulation

La proximité résidentielle aux autoroutes et aux autres majeurs de circulation a été décrite dans cette thèse sous l'angle des nuisances qui en découlent et des risques potentiels pour la santé et la qualité de vie des individus (Barros et al. 2013). La qualité de l'environnement locale de ces milieux est donc considérablement altérée par les niveaux de polluants élevés qui y sont mesurés (Bateman, Britain et Executive 2001). Les choix qui amènent les individus à payer un prix donné pour un logement près des axes majeurs de circulation peuvent être motivés ou non par des éléments de l'environnement urbain (Hamersma et al. 2014). Le principal élément bénéfique associé à cette localisation est la bonne accessibilité offerte vers les pôles d'emplois et d'intérêts (Bateman, Britain et Executive 2001; Howley, Scott et Redmond 2009; Hur et Morrow-Jones 2008). Les auteurs ayant abordé l'importance de l'accessibilité et de l'évaluation des coûts de transport dans le choix de localisation arrivent cependant à des résultats variés. D'un côté, Kim et al. (2005) signalent que l'augmentation du temps de déplacement vers le travail est un facteur significatif à la relocalisation potentielle près d'un axe routier majeur. Dans le même ordre d'idées, Rouwendal et Meijer (2001) soulignent que le temps passé dans des conditions de trafic est un facteur d'importance à envisager dans un processus de relocalisation résidentielle. L'importance de l'accessibilité est aussi un facteur central dans le choix de localisation lorsque le temps et le coût s'avèrent deux variables centrales reliées aux déplacements quotidiens (Tillema, van Wee et Ettema 2010; Van Ommeren, Rietveld et Nijkamp 1999). À l'inverse, d'autres auteurs soulignent que l'accessibilité provenant des axes de transport et des coûts qui en découlent sont mineurs dans le choix de localisation comparativement aux variables liées aux caractéristiques de l'habitation choisie et du milieu de vie (criminalité, présence des services nécessaires, de parcs et espaces verts) (Giuliano 1988; Molin et Timmermans 2003; Weisbrod, Lerman et Ben-Akiva 1980).

Les éléments négatifs qui découlent d'une proximité aux axes majeurs de circulation ont aussi fait l'objet d'un intérêt dans la littérature sur la satisfaction résidentielle. Le trafic est ainsi considéré comme un élément de l'environnement urbain pouvant affecter considérablement la satisfaction résidentielle (Hur et Morrow-Jones 2008; Theebe 2004). Dans certains cas, le bruit routier apparaît comme la principale nuisance qui affecte les individus (Cook 1988; Lovejoy, Handy et Mokhtarian 2010). De leur côté, Rehdanz et Maddison (2008) et Buys et Miller (2012) rapportent, respectivement en Allemagne et à Brisbane en Australie, que la population échantillonnée s'avère significativement plus affectée par une détérioration de la qualité de l'air

que par le bruit routier. Par ailleurs, d'autres études signalent qu'une réduction des concentrations de polluants atmosphériques dans un milieu donné serait considérée comme étant plus bénéfique pour la population résidante qu'une diminution du bruit routier (Hunt 2001; Wardman et Bristow 2004). De façon générale, les effets du bruit routier et des polluants atmosphériques demeurent circonscrits dans la proximité immédiate de la source, car ces nuisances diminuent considérablement à partir de 200 mètres de celle-ci (Eliasson 2005).

À notre connaissance, une étude a spécifiquement analysé la proximité aux axes majeurs de circulation sous l'angle de la satisfaction résidentielle. Hamersma et al. (2014) ont ainsi conduit une enquête auprès de 1225 individus néerlandais qui résident à moins de 1000 mètres d'une autoroute. Parmi ceux-ci, 36% d'entre eux résident à moins de 300 mètres d'un tronçon autoroutier. La perception du bruit routier, de la pollution de l'air et des effets de barrière produits par l'autoroute apparaissent comme étant des conséquences mineures pour leur satisfaction résidentielle dans l'étude de ce cas. Dans 85% des cas, les répondants ont mentionné être satisfaits de résider à proximité d'un tronçon autoroutier. À l'inverse, seulement 7% d'entre eux ont exprimé une faible satisfaction résidentielle. Enfin, l'analyse des coefficients de régression confirme que les effets indésirables du bruit routier et de la pollution de l'air sur le taux de satisfaction résidentielle sont plus importants pour ceux qui résident à moins de 300 mètres d'un tronçon autoroutier, alors qu'ils s'avèrent non significatifs de 300 mètres à 1000 mètres.

CHAPITRE 7 - SYNTHÈSE

Cette synthèse est constituée de trois sections. Premièrement, les résultats de chacun des articles sont brièvement abordés en insistant notamment sur la distribution des moins 15 ans, des 65 ans et plus, des minorités visibles et des personnes à faible revenu dans le territoire d'étude. Deuxièmement, les résultats obtenus sont discutés en considérant d'autres éléments de l'environnement urbain ayant déjà été étudiés dans une perspective d'équité environnementale sur l'île de Montréal. Enfin, les limites de cette thèse, de même que les pistes de recherche futures sont discutées.

7.1 Retour sur les articles

La thèse est composée de quatre articles dont chacun contribue à répondre à la question de recherche formulée à la section 1.10. Le premier article avait comme objectif d'évaluer si l'un ou l'autre des quatre groupes de la population sélectionnés subit de l'iniquité environnementale quant à la concentration de polluants atmosphériques dans leur milieu résidentiel estimée à l'aide de trois méthodes distinctes. Les résultats de ces méthodes, bien qu'elles ne corrélaient pas parfaitement l'une à l'autre, rapportent que les personnes à faible revenu et dans une moindre mesure, les minorités visibles, sont surreprésentées au sein de secteurs résidentiels caractérisés par des longueurs significativement plus grandes d'axes majeurs de circulation (tronçons d'autoroutes, d'artères et de collectrices) et par des concentrations de polluants atmosphériques ($PM_{2.5}$, CO, NO_x et NO_2) significativement plus élevées par rapport au reste de la population. La présence marquée des personnes à faible revenu et des minorités visibles dans les îlots urbains adjacents aux autoroutes (Décarie, de la 15-Nord et de l'Autoroute Métropolitaine) et à certains axes majeurs de circulation (Marcel-Laurin, du Parc, Saint-Michel et Pie-IX), de même qu'au sein de secteurs à forte densité du réseau routier supérieur, tels que Côte-des-Neiges, Parc-Extension et le centre-ville de Montréal, constitue une explication potentielle quant aux concentrations de polluants atmosphériques plus élevés retrouvés dans les espaces résidentiels où ils sont en forte proportion. Cependant, les valeurs moindres obtenues pour les minorités visibles comparativement aux personnes à faible revenu pour le NO_2 , s'expliquent par le fait qu'une proportion importante des individus appartenant aux minorités visibles se localisent dans des secteurs résidentiels principalement composés par des rues locales et peu d'axes majeurs de circulation, tels que Côte-Saint-Luc, Dollard-des-

Ormeaux, Pierrefonds-Roxboro et Rivière-des-Prairies. À l'inverse, les moins de 15 ans ont une situation considérée comme avantageuse alors que les concentrations des polluants atmosphériques et la longueur des axes majeurs de circulation sont significativement moindres dans leurs milieux résidentiels comparativement au reste de la population. De leur côté, les 65 ans et plus résident dans des secteurs affichant des niveaux de polluants atmosphériques aussi élevés que ceux où se localisent la population âgée de moins de 65 ans. Tous ces résultats corroborent ceux de plusieurs études précédemment réalisées sur ce sujet.

Le deuxième article de cette thèse apporte un nouvel éclairage sur l'aspect distributionnel de la pollution de l'air sur l'île de Montréal à l'égard des enfants de 5 à 12 ans. L'objectif est de déterminer si les écoles primaires de l'île de Montréal sont localisées dans des secteurs où les niveaux de polluants atmosphériques sont plus élevés qu'ailleurs sur le territoire d'étude. Les écoles primaires de l'île de Montréal se localisent généralement dans des secteurs caractérisés par des longueurs moindres d'axes majeurs de circulation et des concentrations inférieures de NO₂ comparativement à l'ensemble des îlots urbains habités de l'île de Montréal. Cependant, le portrait est différent si l'on tient compte du niveau de défavorisation socio-économique des écoles. Les concentrations de NO₂ sont moyennement corrélées, à 0,410, avec le niveau de défavorisation socio-économique des écoles. De plus, les écoles primaires du dernier quintile de défavorisation, soit les 20% les plus défavorisées, se caractérisent par des concentrations de NO₂ significativement plus élevées comparativement à celles du premier quintile de défavorisation (13,00 ppm contre 10,02 ppm). Ces écoles affichant un niveau de défavorisation socio-économique et des concentrations élevées de polluants atmosphériques sont pour la plupart localisées dans les arrondissements centraux de l'île de Montréal et, dans certains cas, à proximité d'une autoroute ou d'un axe majeur de circulation. Les écoles primaires du quintile le plus favorisé sont, de leur côté, situées dans l'extrémité ouest de l'île de Montréal, secteur géographique caractérisé par une densité moindre du réseau routier et par une présence moins marquée des axes majeurs de circulation. Enfin, il est à noter que les valeurs des concentrations de polluants atmosphériques à proximité des écoles primaires sont relativement stables entre les second et cinquième quintiles de défavorisation en raison du nombre important d'écoles primaires localisées dans les arrondissements du Plateau-Mont-Royal, Rosemont-La-Petite-Patrie et du secteur Villeray, qui appartiennent généralement aux second et troisième quintiles, mais qui sont toutefois traversés par de nombreux axes majeurs de circulation.

Les résultats obtenus à Montréal concordent avec ceux obtenus dans d'autres villes canadiennes et étasuniennes. Cet article vient également nuancer l'absence d'iniquité

environnementale envers les moins de 15 ans telles que rapportées dans le premier article de la thèse. Les jeunes fréquentant une école avec un indice de défavorisation socio-économique plus élevé subiraient donc de l'iniquité environnementale dans leur milieu scolaire en ce qui a trait à la concentration de polluants atmosphériques provenant du transport routier. Toutefois, il convient de rappeler que le niveau quotidien de NO₂ à proximité de toutes les écoles primaires de l'île de Montréal est inférieur au seuil quotidien émis par l'OMS.

Le troisième article a porté sur la distribution spatiale du bruit routier dans 14 des 19 arrondissements de la Ville de Montréal. Il s'agissait de vérifier l'existence d'iniquités environnementales quant au niveau de bruit routier estimé pour les personnes à faible revenu, les minorités visibles, les moins de 15 ans et les 65 ans et plus en mobilisant différentes méthodes statistiques. Les résultats rapportent que les personnes à faible revenu et que celles appartenant aux minorités visibles sont susceptibles de résider dans des espaces où les niveaux de bruit routier s'avèrent significativement supérieurs comparativement au reste de la population. Une analyse de la répartition spatiale de ces deux groupes permet de constater que ceux-ci se concentrent en proportions importantes notamment le long des autoroutes Décarie (rive est), des Laurentides (dans le secteur de l'arrondissement Saint-Laurent) et Métropolitaine, de même que dans les îlots urbains adjacents aux principales artères du centre de l'île de Montréal où plus de 30 000 véhicules y circulent quotidiennement, soit les boulevards Saint-Michel, Saint-Laurent, Pie-IX, les avenues Papineau et du Parc. Les îlots urbains limitrophes aux boulevards achalandés de Marcel-Laurin, d'Henri-Bourassa, de même que la rue Sherbrooke (rive sud), localisées respectivement dans les anciennes banlieues de Cartierville, de Montréal-Nord et Notre-Dame-de-Grâce, présentent également de fortes proportions de personnes à plus faible revenu. Pour leur part, les secteurs de Parc-Extension et de Côte-des-Neiges se caractérisent par une densité élevée de leur réseau routier servant notamment d'accès ou de sorties, respectivement, vers les autoroutes Métropolitaine et Décarie, tout en étant caractérisés par de fortes proportions de personnes à faible revenu et de minorités visibles. De leur côté, les moins de 15 ans bénéficient d'une situation légèrement avantageuse, alors que les 65 ans et plus résident dans des milieux affichant des niveaux de bruit routier similaires à la population âgée de moins de 65 ans. Ces résultats concordent avec ceux d'autres études sur le même thème réalisées précédemment.

Finalement, dans le dernier article, nous avons mesuré la présence des groupes de la population au sein des espaces les plus problématiques, c'est-à-dire ceux qui combinent des valeurs se situant dans les quintiles maximaux de la pollution de l'air et du bruit routier dans

7456 des îlots urbains habités de l'île de Montréal. Il en ressort que 460 îlots urbains du territoire à l'étude appartiennent à cette catégorie. Les îlots urbains de cette catégorie se caractérisent par des concentrations moyennes de polluants atmosphériques supérieurs à 15,00 ppm, l'équivalent de 25,00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et des niveaux de bruit routier maximal qui dépassent le seuil de tolérance de 65 dB(A). Ces espaces problématiques se localisent principalement à proximité des autoroutes urbaines du territoire d'étude et des artères majeures des arrondissements centraux de l'île de Montréal (arrondissements Ville-Marie, Côte-des-Neiges-Notre-Dame-de-Grâce, Villeray-Saint-Michel-Parc-Extension et Le Plateau-Mont-Royal). Les résultats démontrent que les personnes à faible revenu, de même que les minorités visibles sont surreprésentées dans ces espaces résidentiels problématiques que ce soit, par rapport au reste de la population. Ces deux groupes sont également surreprésentés dans les espaces problématiques en comparaison avec leur représentation, en proportion, dans le reste du territoire à l'étude. D'un autre côté, les jeunes de moins de 15 ans bénéficient d'une situation avantageuse. Il est à rappeler que la présence des moins de 15 ans est à la baisse dans les arrondissements centraux, excepté dans les enclaves de richesses du centre-ville alors qu'elle a considérablement augmenté dans les banlieues des extrémités de l'île de Montréal (Apparicio et al. 2010). Ces dernières se caractérisent par une faible densité urbaine et une faible diversité fonctionnelle – très majoritairement des maisons individuelles – et un type de réseau routier organisé afin de desservir les quartiers résidentiels, ce qui minimise la présence de grands axes de circulation. Une forte proportion des moins de 15 ans réside ainsi dans les municipalités et arrondissements de la partie ouest de l'île de Montréal, principalement Beaconsfield, Kirkland, Dollard-des-Ormeaux, Pierrefonds-Roxboro, Montréal-Ouest et Dorval, de même qu'à l'extrémité est du territoire d'étude, soit le secteur de Rivière-des-Prairies. Ils sont également présents, dans des proportions importantes, dans le secteur Bois-Franc de l'arrondissement Saint-Laurent et dans certains secteurs socio-économiquement favorisés à proximité du centre-ville tels qu'Hampstead, Outremont, Ville Mont-Royal et une partie de Westmount. Enfin, les personnes âgées de 65 ans et plus sont également plus significativement représentées dans les espaces privilégiés. La présence importante de ce groupe dans certaines parties moins densément habitées de quelques arrondissements (Ahuntsic-Cartierville, Saint-Léonard et Anjou) et de quelques municipalités de banlieue de l'île de Montréal (Côte-Saint-Luc et Westmount) fait ainsi en sorte qu'ils se retrouvent surreprésentés dans les espaces privilégiés.

Les hypothèses formulées au début de cette thèse de doctorat sont donc validées. D'une part, les enfants de moins de 15 ans, sélectionnés sur la base de la vulnérabilité physiologique aux émissions polluantes résident dans des milieux où les concentrations de polluants

atmosphériques, les niveaux de bruit routier et leur effet cumulatif sont significativement moins élevés par rapport au reste de la population. De leur côté, les 65 ans et plus résident dans des milieux où les niveaux d'émissions polluantes sont similaires en comparaison avec les moins de 65 ans. La répartition spatiale de ce groupe sur l'ensemble de l'île de Montréal a ainsi fait en sorte qu'aucun des indicateurs de polluants atmosphériques et de bruit routier utilisés n'est statistiquement significatif.

Autrement dit, les moins de 15 ans et les 65 ans et plus ne subissent ainsi aucune iniquité environnementale quant aux concentrations de polluants atmosphériques, à l'égard du bruit routier, de même qu'à l'effet cumulatif de ces deux nuisances dans leur milieu résidentiel. De plus, ces deux groupes sont significativement surreprésentés dans les espaces avantagés, c'est-à-dire ceux où les concentrations de polluants atmosphériques et les niveaux de bruit routier sont à leur minimum (quintile 1 pour chacune des nuisances). Ces résultats rejoignent ceux d'autres d'études en équité environnementale alors que celles-ci n'avaient mesuré aucune iniquité environnementale envers les enfants ou les personnes âgées. D'autre part, les personnes à faible revenu et, dans une moindre mesure, les minorités visibles sont plus susceptibles de résider dans des milieux caractérisés par des concentrations plus élevées de NO₂ et par des niveaux significativement supérieurs de bruit routier par rapport au reste de la population. Ces deux groupes sont également surreprésentés dans les zones où l'effet cumulatif de ces nuisances est maximal.

7.2 Iniquité environnementale ou avantage environnemental ?

Les personnes à faible revenu et les minorités visibles d'une partie de l'île de Montréal résident dans des îlots urbains significativement plus pollués par le transport routier que le reste de la population. En se limitant uniquement à l'analyse des nuisances considérées, la situation apparaît désavantageuse pour ces groupes. Cependant, quelques études ont été réalisées dans une perspective d'équité environnementale sur l'île de Montréal, et ce, en considérant d'autres éléments du milieu de vie. Cette sous-section présente en premier lieu l'ensemble des études sur l'accessibilité aux ressources urbaines et autres éléments bénéfiques pour la qualité de vie dans le contexte montréalais. L'accent est donc mis sur les résultats de ces études afin de déterminer si les personnes à faible revenu bénéficient d'une bonne accessibilité à un ensemble de ressources urbaines ou à l'inverse, s'ils résident dans des secteurs moins bien pourvus de ces éléments positifs. La seconde sous-section aborde le possible avantage environnemental

que bénéficient certains ménages montréalais à l'égard des nuisances considérées dans cette thèse. Nous nous interrogeons donc à savoir s'il est plus juste de parler « d'avantage environnemental » comparativement à l'existence d'iniquité environnementale.

7.2.1 Qualité de l'environnement urbain et accessibilité aux ressources pour les personnes à faible revenu dans le contexte montréalais

Le concept d'équité environnementale a été utilisé à plusieurs reprises pour analyser la distribution spatiale de quelques ressources urbaines tels que les parcs (Boone et al. 2009), l'accessibilité au transport collectif (Lucas 2006), la végétation urbaine (Landry et Chakraborty 2009), les commerces d'alimentation (Wrigley 2002) et la sécurité routière (Carver, Timperio et Crawford 2008). L'objectif est de déterminer si les personnes à faible revenu ou les minorités visibles sont susceptibles de résider dans des secteurs dépourvus des éléments positifs de leur environnement urbain. Walker (2009) critique cependant le fait de qualifier la distribution inégale d'une ressource urbaine ou d'une nuisance d'iniquité environnementale alors qu'une panoplie d'éléments compose l'environnement urbain. De plus, la définition de l'équité environnementale se rapporte à une recherche de l'égalité où chacun reçoit le même bénéfice provenant de plusieurs ressources publiques sans égard au statut socio-économique (Talen 1998).

Quelques éléments de l'environnement urbain ont été abordés dans une perspective d'équité environnementale sur l'île de Montréal à l'égard des personnes à faible revenu et celles étant dans une situation de précarité économique. D'un côté, l'accessibilité aux parcs urbains et aux terrains de jeux de l'île de Montréal a fait l'objet d'une analyse sous l'angle de l'équité environnementale (Apparicio et al. 2010). Les enfants montréalais de moins de 5 ans appartenant à des ménages à faible revenu bénéficient généralement d'une bonne accessibilité aux parcs urbains et aux terrains de jeux comparativement à ceux du même âge, mais appartenant à un ménage au-dessus du seuil de faible revenu. Dans l'ensemble, une infime partie des secteurs de recensement de l'île de Montréal comprenant de fortes proportions d'enfants de moins de 5 ans appartenant à des ménages défavorisés se caractérise par une faible accessibilité à ces ressources urbaines. Cependant, une nouvelle étude d'Apparicio et al. (soumis) rapportent que les jeunes appartenant à des ménages défavorisés vivent à proximité de parcs urbains où le niveau de saturation est potentiellement élevé. Cette saturation pourrait engendrer des problèmes potentiels d'accessibilité des infrastructures et une dégradation de ces dernières (Apparicio et al., soumis). L'accessibilité aux supermarchés a, de son côté, été

étudiée par Apparicio et al. (2007) sur l'île de Montréal sous l'angle des déserts alimentaires. En moyenne, les personnes à faible revenu de l'île de Montréal se localisent plus près d'un supermarché (793 mètres contre 994 mètres), ont une meilleure offre de services alimentaires dans un rayon de 1000 mètres (1,28 contre 1,04) et ce, par rapport à la population au-dessus du seuil de faible revenu. En somme, seulement 17,18% des secteurs de recensement caractérisés par une forte défavorisation socio-économique ont une faible accessibilité aux supermarchés (Apparicio, Cloutier et Shearmur 2007). Bref, les personnes à faible revenu de l'île de Montréal se localisent généralement dans des secteurs caractérisés par une bonne accessibilité à un ensemble de services et d'équipements urbains (Apparicio et al. 2010; Apparicio, Cloutier et Shearmur 2007; Apparicio et Séguin 2006b, 2006a). Ces résultats vont à l'encontre des études étasuniennes signalant que les personnes à faible revenu et les minorités visibles sont susceptibles d'être localisées dans des secteurs dépourvus de ressources urbaines, tels que les parcs (Abercrombie et al. 2008; Sister, Wolch et Wilson 2010; Wolch, Wilson et Fehrenbach 2005) et les commerces d'alimentation (Wrigley 2002).

D'un autre côté, Pham et al. (2012) rapportent des iniquités dans la distribution de la végétation sur le territoire de la Ville de Montréal. Les personnes à faible revenu sont ainsi plus susceptibles de résider dans des îlots urbains caractérisés par des concentrations moindres de végétation et par une présence plus faible d'arbres dans leur milieu comparativement au reste de la population de la Ville de Montréal (Pham et al. 2012). Ensuite, une étude de Pabayo et al. (2012) portant sur les modes de transports actifs, signale que les enfants appartenant à des ménages défavorisés montréalais sont plus susceptibles de résider dans des secteurs jugés moins sécuritaires pour leurs déplacements. Dans le même ordre d'idées, Morency et al. (2012) soulignent que les individus âgés de plus de 5 ans sont plus à risque de subir un accident routier en milieu socio-économiquement défavorisé. Les écarts sont cependant plus faibles entre les milieux défavorisés et ceux mieux nantis une fois contrôlés les débits de circulation et les caractéristiques de la géométrie des intersections (Morency et al. 2012). Manaugh et El-Geneidy (2011) rapportent que les personnes à faible revenu sont plus susceptibles de marcher bien que leur environnement urbain ne s'y prête pas comparativement aux groupes de la population les mieux nantis.

De façon générale, les personnes à faible revenu de l'île de Montréal bénéficient d'une bonne accessibilité à certains services et équipements, mais d'un autre côté, ils vivent dans des îlots urbains où la végétation est moindre, dans lesquels les concentrations de polluants issus du transport routier sont plus élevées, tout en étant plus à risque d'être victimes d'un accident de la

route compte tenu de la présence plus marquée des axes majeurs de circulation dans leurs milieux résidentiels. De cette façon, les personnes à faible revenu de l'île de Montréal subissent une iniquité distributionnelle pour certains éléments de leur environnement urbain. Cependant, en se rapportant à la définition de Walker (2009) rapportée au premier chapitre de cette thèse, il n'y a pas d'iniquité environnementale proprement dite envers les personnes à faible revenu ni pour aucun autre groupe de la population sélectionné, car la prise en considération de plusieurs des éléments de l'environnement urbain permet de nuancer la situation. Ainsi, il est fort probable que très peu de secteurs de l'île de Montréal avec de fortes proportions de personnes à faible revenu se caractérisent par de fortes concentrations de nuisances environnementales, tout en étant dépourvus des ressources urbaines.

7.2.2 L'avantage environnemental

L'analyse des valeurs moyennes de polluants atmosphériques et du niveau de bruit routier associées à chacun des quintiles de la proportion des personnes à faible revenu par îlot urbain apporte une nouvelle perspective sur la situation étudiée. Les écarts entre les concentrations de polluants atmosphériques (NO₂), la longueur d'axes majeurs de circulation et les niveaux de bruit routier en dB(A) sont significativement moindres pour les îlots urbains comprenant de faibles proportions de personnes à faible revenu (premier quintile) comparativement aux secteurs à forte concentration de pauvreté (quintile maximal). Cependant, ces écarts diminuent dès que le second quintile de cette variable est atteint et les niveaux de polluants atmosphériques, notamment, tendent à s'égaliser entre les trois derniers quintiles. Cette sous-section se penche donc sur quelques caractéristiques de l'environnement des îlots à faible concentration de pauvreté qui pourraient expliquer les différences observées à leur avantage.

Les îlots urbains qui composent le premier quintile de la proportion des personnes à faible revenu sont principalement localisés dans l'ouest de l'arrondissement Saint-Laurent, dans la municipalité de Ville Mont-Royal, les municipalités et arrondissements de l'ouest de l'île situés à l'ouest de l'autoroute 13, l'arrondissement Rivière-des-Prairies-Pointe-aux-Trembles, les municipalités Montréal-Ouest, Hampstead et Côte-Saint-Luc, de même que dans les secteurs du pourtour est et sud-ouest du Mont-Royal (soit l'arrondissement Outremont et la municipalité de Westmount). Ces secteurs se situent, pour la plupart, dans les zones les moins densément habitées de l'île de Montréal et se caractérisent par une vocation à prédominance résidentielle en étant composés majoritairement de maisons individuelles de plusieurs pièces construites

après les années 1960, à l'exception de Westmount, Ville Mont-Royal et Outremont étant des quartiers plus anciens (Drouilly 1996). Leur réseau routier, généralement moins dense que dans les arrondissements centraux, est dominé par les rues locales (87% du réseau total contre 73% dans les îlots urbains du quintile maximal des personnes à faible revenu) et par une présence plus faible d'axes majeurs de circulation (204 mètres en moyenne contre 542 mètres dans les îlots urbains du quintile maximal des personnes à faible revenu).

Les débits de circulation estimés sur les principaux axes majeurs de circulation de ces secteurs sont également, en moyenne, inférieurs à ceux mesurés dans les arrondissements centraux de l'île de Montréal en s'appuyant sur les données du MTQ et de la Ville de Montréal. La densité d'habitation considérablement moindre dans ces secteurs et l'absence de pôles d'emplois majeurs de l'île de Montréal expliquent également les débits de circulation plus faibles dans ces zones. D'un point de vue de la géographie des transports de l'île de Montréal, ces secteurs du quintile minimal des personnes à faible revenu sont significativement plus éloignés des principaux axes de circulation sur lesquels d'importants débits de circulation transitent vers les autres secteurs de la Communauté métropolitaine de Montréal. Enfin, plusieurs des municipalités et arrondissements qui concentrent des îlots urbains de ce quintile se sont récemment dotés de plans locaux de déplacements et de mesures d'atténuation dans l'optique de réduire les impacts de la circulation automobile sur la qualité de vie des citoyens. Les retombées de ces actions permettent, ultimement, une meilleure conciliation entre le transport routier et les déplacements actifs de la population concernée, de même qu'une diminution des émissions polluantes.

Le développement de certains de ces secteurs, dont Ville Mont-Royal et Hampstead, a ensuite fait l'objet d'une planification urbaine détaillée au début du 20^e siècle en s'inspirant du courant architectural et urbanistique de la Cité jardin (Marsan 1994). Plus récemment, d'autres projets résidentiels ont été réalisés dans une optique de *Nouvel urbanisme*, comme celui du Bois-Franc dans l'arrondissement Saint-Laurent (Darchen 2009). La conception de ces milieux résidentiels s'appuie sur la volonté de favoriser la tranquillité, la sociabilité d'une nouvelle forme de banlieue en ville (Darchen 2009). La forme urbaine privilégiée dans ces projets résidentiels a également eu comme conséquence de limiter la circulation de transit. Le contrôle de l'utilisation du sol aux abords de l'autoroute 40, dans les municipalités de l'ouest de l'île de Montréal, a aussi été effectué de façon à minimiser les niveaux de polluants pour la population vivant à proximité de cet axe routier. Les développements résidentiels principalement construits à partir des années 1970 sont ainsi aménagés à plus de 150 mètres du centre de l'autoroute 40. De cette façon, les

niveaux de nuisances provenant du transport routier sont moindres dans ces espaces résidentiels.

Une plus faible présence d'axes majeurs de circulation, des débits de circulation moins élevés qu'au centre-ville de Montréal et un aménagement du territoire soucieux de minimiser les nuisances du transport routier font en sorte que ces îlots urbains, comprenant de faibles proportions de personnes à faible revenu, se caractérisent par des concentrations de polluants atmosphériques moins élevées (NO₂) et par des niveaux de bruit routier en dB(A) significativement plus faibles. De cette façon, ces îlots urbains tirent profit d'un avantage environnemental en vertu des nuisances étudiées. Il serait ainsi intéressant de se pencher sur cette notion d'avantage environnemental dans les prochaines études touchant des éléments de l'environnement urbain dans le contexte montréalais.

7.3 Limites de la recherche

L'identification des limites permet d'aborder les aspects de la recherche sujets à des imprécisions. Tout d'abord, les mesures de polluants atmosphériques et du bruit routier estimées dans le cadre de cette thèse ne proviennent que d'une source principale, soit le transport routier. D'autres sources potentielles, telles que les industries, le transport ferroviaire, les aéroports ou les systèmes de chauffage au bois, ne sont pas prises en considération. Leur sélection aurait fait en sorte que les concentrations des nuisances environnementales seraient vraisemblablement plus élevées dans certains secteurs. Ensuite, les mesures de bruit routier proviennent d'une modélisation qui prend en compte plusieurs paramètres de l'environnement urbain, dont les débits de circulation, et ce, à un temps donné. Les données des polluants atmosphériques proviennent de leur côté de trois sources distinctes. L'une d'entre elles, appelée MOTREM, modélise les niveaux de polluants provenant uniquement du transport sur les tronçons routiers de l'île de Montréal. Une seconde technique, le *land-use regression*, calcule le niveau du NO₂ sur l'ensemble du territoire à partir de données mesurées à des endroits particuliers. Il va s'en dire que les concentrations des deux nuisances analysées ne représentent pas une mesure réelle des polluants, mais davantage une estimation de l'état de la situation à un temps donné.

Par la suite, la méthode d'affectation utilisée pour attribuer les données socio-économiques au niveau des îlots urbains comporte des incertitudes. Nous nous basons donc sur un rapport de proportions établi à partir des statistiques de l'aire de diffusion (AD) correspondante pour

ensuite l'appliquer au niveau d'une unité spatiale plus précise. Il se peut que les données attribuées au niveau de l'îlot urbain ne soient pas parfaitement représentatives de la réalité. De plus, il y a également des limites inhérentes à l'utilisation du recensement canadien de 2006. D'une part, un problème est relié à la moindre qualité des données socio-économiques au niveau des AD en raison de l'erreur d'échantillonnage et de celle liée à l'arrondissement aléatoire. D'autre part, les données comme le revenu et l'immigration proviennent d'un échantillon de 20%, ce qui constitue une autre limite du recensement canadien. Il existe également des différences temporelles dans l'analyse en raison des années d'échantillonnage des données. Il se peut donc que la population présente en 2006, selon les données du recensement canadien, ne réside plus dans ces zones et cette situation pourrait altérer les résultats. En ce sens, il aurait été intéressant d'utiliser les données de l'enquête nationale des ménages (ENM). Cependant, compte tenu de certaines imprécisions à l'égard des variables socio-économiques au niveau des aires de diffusion en milieu urbain, il s'est avéré plus judicieux d'utiliser les données du recensement de Statistique Canada de 2006.

Ensuite, des zones tampons de 200 mètres sont créées à partir du centroïde de la fonction résidentielle⁶ des îlots urbains de l'île de Montréal pour connaître la concentration de polluants atmosphériques, de même que la longueur des tronçons routiers retrouvées dans ces zones de proximité. Cependant, les échelles géographiques des îlots urbains et celles des limites des zones tampons coïncident rarement entre elles et des méthodes d'attribution doivent être utilisées pour effectuer l'arrimage. L'utilisation de ces méthodes entraîne également des imprécisions potentielles dans l'établissement du profil réel de la population selon la distance à la fonction résidentielle. De plus, l'utilisation d'un rayon supérieur à 200 mètres aurait pu générer des différences significatives dans les résultats obtenus quant à la concentration de polluants atmosphériques calculée ou la longueur des axes majeurs de circulation mesurée dans les îlots urbains habités ou près des écoles primaires de l'île de Montréal.

L'une des autres limites de cette thèse se rapporte au fait que les données des débits de circulation n'étaient pas disponibles pour l'entièreté de l'île de Montréal. Les données des débits de circulation ne sont ainsi pas échantillonnées dans les municipalités autonomes de l'île de Montréal compte tenu de leurs ressources techniques parfois limitées. Cette donnée aurait tout d'abord été pertinente dans la réalisation des articles sur la pollution de l'air. Les densités des débits de circulation par îlot urbain auraient ainsi été un meilleur proxy pour prédire la pollution de l'air que la longueur des axes majeurs de circulation. L'absence de données sur les débits de

⁶ Il est à rappeler que les calculs n'ont pas été effectués à partir du centre géographique de l'îlot urbain, mais en prenant comme origine sa partie habitée.

circulation sur les principaux axes des municipalités autonomes de l'île de Montréal a aussi limité la portée de l'analyse de la concentration spatiale du bruit routier. Il a ainsi été impossible de modéliser le niveau de bruit routier dans les zones attenantes aux axes majeurs de circulation (collectrices et artères) dans les municipalités autonomes, principalement localisées dans l'ouest de l'île de Montréal.

Divers auteurs étudiant l'exposition aux émissions polluantes mentionnent ensuite que ce type d'analyse devrait aussi s'effectuer dans les lieux où les différents groupes de la population sont les plus susceptibles d'être présents quotidiennement. En ne considérant que la localisation résidentielle, nous n'illustrons qu'une partie de l'exposition potentielle des quatre groupes étudiés aux nuisances. Il y a donc une différence majeure entre la concentration de nuisances retrouvée aux abords de son domicile pour un individu comparativement à l'exposition réelle à un phénomène. Les résultats de cette analyse se consacrent uniquement sur la mesure de la concentration des polluants atmosphériques et des niveaux de bruit routier retrouvés dans les milieux résidentiels de l'île de Montréal. Il est donc impossible de connaître l'exposition réelle des enfants, des personnes âgées de 65 ans et plus, des personnes à faible revenu et des minorités visibles au bruit routier et aux polluants atmosphériques.

L'une des autres limites de la thèse se rapporte au fait que l'analyse considère uniquement l'environnement extérieur montréalais, car aucune donnée n'a été échantillonnée à l'intérieur des bâtiments. Il y a ainsi des différences notables entre les concentrations de polluants dans les bâtiments comparativement à leur environnement extérieur. Par exemple, le niveau de bruit est habituellement de 10 à 15 dB(A) inférieur dans le bâtiment comparativement à son niveau ambiant extérieur.

L'inclusion d'un volet qualitatif à cette étude aurait ensuite permis d'apporter des pistes d'explication quant aux résultats retrouvés. Ce volet aurait été consacré à la réalisation d'entrevues auprès des résidents de notre territoire étudié quant à leur choix résidentiel. À l'heure actuelle, il est impossible de connaître les motivations des individus qui résident à proximité des axes majeurs de circulation sur l'île de Montréal. Certaines hypothèses peuvent être soulevées comme le prix des loyers, l'accessibilité aux services et au transport collectif ou la proximité recherchée du réseau routier supérieur. Il serait intéressant de connaître à la fois les motivations des individus pour y demeurer et le niveau de satisfaction résidentielle de ceux qui résident à moins de 200 mètres d'un tronçon autoroutier. L'intérêt serait d'autant plus grand d'analyser les motivations et la satisfaction résidentielle pour les individus qui se localisent dans les espaces considérés comme problématiques dans le dernier article de cette thèse. Nous

pourrions évaluer la satisfaction résidentielle des individus qui subissent de façon disproportionnée les nuisances liées au fonctionnement du réseau routier de l'île de Montréal et s'ils en sont conscients. Cette analyse qualitative apporterait ainsi une valeur ajoutée à l'ensemble des articles de cette thèse de doctorat. Ces informations auraient pu être utiles pour comprendre si ces zones sont attrayantes pour certains ou s'il s'agit d'espaces où le coût du loyer est inférieur compte tenu de l'intensité des nuisances présentes.

Enfin, le dernier élément qui est à prendre considération parmi les limites s'avère le fait que l'étude porte uniquement sur le territoire de l'île de Montréal. Or, si l'analyse avait été effectuée pour l'ensemble de la CMM, le diagnostic d'équité environnementale aurait probablement été fort différent. La géographie sociale de l'ensemble de la CMM est ainsi distincte de l'île de Montréal, alors qu'elle compte des proportions significativement moindres de personnes à faible revenu et de minorités visibles (Observatoire Grand Montréal 2011). De plus, les principaux axes de circulation métropolitains convergent vers le centre-ville de l'île de Montréal et ses arrondissements limitrophes. En ce sens, les concentrations des émissions polluantes de l'ensemble de la CMM sont à leurs niveaux maximaux dans ces espaces. Bref, en considérant tout le territoire de la CMM, le diagnostic aurait rapporté des iniquités environnementales encore plus marquées pour les personnes à faible revenu et les minorités visibles, alors que les moins de 15 ans bénéficierait d'une situation plus avantageuse.

7.4 Perspectives de recherche future

La Communauté métropolitaine de Montréal, la seconde en importance au Canada, comprend une population de 3,92 millions d'individus en 2011. La majorité des pôles d'emplois, des centres d'intérêt et des axes majeurs de circulation de la région métropolitaine se localisent sur l'île de Montréal. Le réseau supérieur de l'île de Montréal se caractérise d'ailleurs par une hausse des débits de circulation constante depuis les années 1980 selon les données du MTQ. Cette situation amène des enjeux d'équité environnementale et sociale majeurs pour les résidents vivant près d'axes majeurs de circulation alors que ceux-ci subissent localement les déplacements et, par le fait même, les nuisances des conducteurs provenant en partie de l'extérieur de l'île de Montréal. Les résultats de cette thèse de doctorat signalent que les personnes à faible revenu et les minorités visibles sont plus susceptibles de se localiser dans des espaces où les niveaux de polluants atmosphériques, de bruit routier et de l'effet cumulatif de ces nuisances sont les plus élevés. Cette situation pose d'importants enjeux d'équité sociale

et environnementale. Ces enjeux ouvrent la voie à de nouvelles réflexions selon trois thématiques de recherche distinctes.

1^{ère} thématique : analyse distributionnelle des bénéfices et coûts du fonctionnement du réseau routier

Cette thèse a mis l'accent sur la distribution des nuisances du transport routier à l'égard des groupes les plus vulnérables socialement et physiologiquement. Bien qu'elles génèrent des émissions polluantes, les infrastructures de transport routières ont un rôle central dans l'organisation spatiale des villes, alors qu'elles permettent à la fois le transport des marchandises et des personnes, de même que l'atteinte des destinations d'intérêt pour les individus, tels que les pôles d'emplois, les services et les équipements municipaux (Geurs, Boon et Van Wee 2009; Hamersma et al. 2014; Martens 2006; Song et al. 2007). La dimension d'accessibilité n'a ainsi pas été abordée dans le cadre de cette thèse de doctorat. Un thème d'intérêt serait de calculer le rapport entre les bénéfices et les coûts du transport routier à l'égard de ces quatre groupes de la population, et ce, au niveau des îlots urbains. La section 6.1.3 de cette thèse aborde l'importance de l'accessibilité aux ressources urbaines quant au choix résidentiel en bordure des axes majeurs de circulation. L'accessibilité aux ressources urbaines pourrait ainsi être mesurée à partir des espaces résidentiels de ces quatre groupes. De cette façon, nous serions en mesure de voir si les personnes à faible revenu ou les minorités visibles subissent davantage les coûts du fonctionnement du réseau de transport routier sur l'île de Montréal par rapport aux bénéfices potentiels que ceux groupes en reçoivent. Une meilleure accessibilité aux ressources urbaines viendrait ainsi compenser les iniquités distributionnelles subies par les personnes à faible revenu et les minorités visibles à l'égard de la pollution de l'air et du bruit routier. Enfin, les analyses effectuées à l'égard de cette thématique permettraient d'identifier les îlots urbains spécifiques de l'île de Montréal qui subissent davantage les coûts du transport routier et pour lesquels des interventions ciblées pourraient s'effectuer.

2^e thématique : L'exposition aux nuisances environnementales et la mesure de la concentration des polluants

L'approche préconisée pour mesurer les niveaux de polluants atmosphériques et de bruit routier dans cette thèse a été celle de la modélisation. Nous avons ainsi été en mesure de connaître les concentrations de ces polluants dans les secteurs résidentiels de l'île de Montréal. La plupart des études en équité environnementale traitant de ces nuisances ont d'ailleurs analysé les distributions de la pollution de l'air et du bruit routier dans une perspective de concentration

spatiale, et ce, principalement dans les espaces résidentiels ou l'environnement scolaire des enfants. Cette approche favorise ultimement l'identification des secteurs problématiques et des interventions appropriées. Cependant, comme souligné dans les limites de chacun des articles de cette thèse, les mesures de la concentration spatiale ne permettent pas d'évaluer l'exposition aux polluants des individus. Des études ont ainsi récemment porté sur la mesure de l'exposition individuelle aux polluants de leur environnement (Bellander, Wichmann et Lind 2012; Setton et al. 2011; Williams et al. 2012). Des mesures de polluants atmosphériques ont donc été prises à l'aide de capteurs individuels de façon continue. De cette façon, il serait envisageable de savoir, pour une journée normale, si les groupes d'individus ciblés selon des caractéristiques socio-économiques particulières sont exposés à des niveaux de polluants qui dépassent les normes émises par les organismes de santé publique et l'OMS.

3^e thématique: Analyse des solutions potentielles pour atteindre des objectifs d'équité environnementale dans les politiques de transport routier

Le troisième axe de recherche consiste à identifier les solutions potentielles afin de réduire les iniquités mesurées pour certains groupes de la population à l'égard du fonctionnement du réseau routier par l'entremise des méthodes d'analyse d'impacts et des politiques publiques. Plusieurs études réalisées au Royaume-Uni et aux Pays-Bas ont mis de l'avant des méthodes d'analyse des impacts sociaux reliées au transport routier (Geurs, Boon et Van Wee 2009; Thomopoulos, Grant-Muller et Tight 2009). L'identification des impacts négatifs pour les communautés vulnérables ou défavorisées en amont de la réalisation des projets d'infrastructures routières favorise l'identification de mesures d'atténuation qui n'auraient pu être considérées sans l'utilisation du principe d'équité dans les méthodes d'évaluation des impacts. Cependant, cette méthode possède ses limites en raison notamment de la fiabilité des données socio-économiques disponibles et des difficultés liées à la sélection d'une échelle géographique adéquate pour effectuer l'arrimage entre la population affectée et la dispersion spatiale des nuisances analysées. Malgré ces limites, ce principe d'équité environnementale pourrait être intégré par voie de règlements dans les méthodes québécoises d'évaluation des impacts, afin de s'assurer qu'aucun groupe de la population n'expérimente de façon disproportionnelle les contraintes associées à tout projet d'aménagement, et ce, malgré les limites inhérentes à ces techniques. L'analyse obligatoire de la distribution des impacts négatifs d'un projet envers les groupes de la population affectée par ces contraintes, prévue dans un cadre réglementaire, pourrait avoir l'avantage d'amenuiser la perpétuation d'iniquités environnementales et de réduire, par le fait même, les coûts sociaux liés à de nouveaux aménagements d'infrastructures

de transport. De plus, une attention portée aux impacts négatifs d'un projet envers les plus vulnérables favoriserait la réduction de certaines sources contributives à divers problèmes de santé.

8. CONCLUSION

Les résultats de cette thèse de doctorat signalent que les personnes à faible revenu et les minorités visibles sont plus susceptibles de se localiser dans des secteurs résidentiels où les concentrations de polluants atmosphériques et où les niveaux de bruit routier s'avèrent plus élevés par rapport au reste de la population. De plus, les personnes à faible revenu et les minorités visibles sont également surreprésentées dans les espaces résidentiels où l'effet cumulatif de ces deux nuisances est maximal. À l'inverse, les moins de 15 ans résident généralement dans des zones où les concentrations de polluants atmosphériques et les niveaux de bruit routier sont significativement moindres. De leur côté, les 65 ans et plus résident dans des îlots urbains où les concentrations des émissions polluantes sont similaires aux secteurs où résident les moins de 65 ans, mais se localisent davantage dans les zones où l'effet cumulatif de ces nuisances est minimal.

À la question de recherche, nous pouvons donc répondre que les personnes à faible revenu et les minorités visibles, uniquement, sont plus susceptibles de subir de l'iniquité environnementale quant aux concentrations de polluants estimées dans leurs milieux résidentiels. La concentration de ces groupes dans les arrondissements centraux et leur présence significativement plus élevée à proximité des axes majeurs de circulation font en sorte qu'ils sont plus susceptibles de résider dans des secteurs caractérisés par des niveaux plus élevés d'émissions polluantes. Des types d'habitations caractérisés en partie par des « *walk-up* » et des HLM dispersés en bordure des principaux axes majeurs de circulation, de même qu'un prix des loyers probablement plus bas causé en partie par des concentrations suffisamment élevées d'émissions polluantes, sont deux des explications possibles quant aux iniquités environnementales subies par les personnes à faible revenu et des minorités visibles.

Des informations supplémentaires doivent cependant être apportées quant au diagnostic d'équité environnementale posé. Tout d'abord, les concentrations de polluants atmosphériques de type NO₂ mesurées dans les secteurs des personnes à faible revenu et des minorités visibles sont inférieures au seuil quotidien établi l'OMS à l'égard de cette nuisance. Par contre, nous ne sommes pas en mesure de connaître l'exposition individuelle au NO₂ à tous les moments de la

journée. Ainsi, il est possible que des individus appartenant à l'un de ces deux groupes de la population soient exposés, à certains moments de la journée, à des concentrations de NO₂ qui dépassent le seuil horaire de l'OMS établi à 400 µg/m³ pour ce polluant. Par conséquent, nous ne pouvons pas apporter de conclusions quant aux impacts du NO₂ sur la santé et le bien-être des individus à faible revenu ou appartenant à une minorité visible. Pour ce qui est du bruit routier, dans le pire des scénarios, un peu moins du quart du territoire d'étude se caractérise par un niveau moyen de bruit routier supérieur à 65 dB(A), soit le seuil maximal d'acceptabilité prévu par le MTQ et les autorités en santé publique. Tout comme pour la pollution de l'air, nous ne sommes pas en mesure de déterminer les conséquences du bruit routier sur la santé publique et le bien-être étant donné qu'aucune mesure d'exposition individuelle n'a été faite dans le cadre de la thèse de doctorat.

La littérature en équité environnementale a ensuite systématiquement signalé que l'éloignement aux ressources urbaines et que les concentrations significativement plus élevées de polluants sont considérées comme une iniquité environnementale. L'une des limites pouvant être associées aux études de ce courant théorique se rapporte au fait que très peu d'entre elles comparent les iniquités environnementales obtenues avec des seuils mesurables par les autorités publiques. Dans certains cas, il est probable que les iniquités ne soient pas problématiques pour la santé et le bien-être. Cela nous amène à aborder l'expression de « l'avantage environnemental » pour le présent cas à l'étude. Les articles de cette thèse portant sur les polluants atmosphériques et le bruit routier ont signalé que les concentrations de ces nuisances sont significativement moindres dans les territoires comprenant les plus faibles proportions de personnes à faible revenu. Or, très peu de personnes à faible revenu résident dans les secteurs de banlieue de l'île de Montréal (principalement dans la partie de l'ouest de l'île), de même que dans certaines zones de richesse à proximité des arrondissements centraux (Outremont, Westmount et Ville Mont-Royal). Ces espaces résidentiels se caractérisent par des concentrations plus faibles d'émissions polluantes, une densité du réseau routier supérieur moins élevée et par une plus grande portion de leurs territoires couverts par la végétation. Les résultats du second article de cette thèse portant sur la liaison entre la défavorisation et les concentrations de polluants atmosphériques à proximité des écoles primaires abondent dans le même sens. En observant les concentrations moyennes de NO₂ à proximité des écoles selon leur quintile de défavorisation, nous avons noté qu'il existe une différence significative entre le premier et second quintile. Par la suite, les concentrations du NO₂ se stabilisent entre le second et le dernier quintile. Dès lors, en ne considérant pas les zones où il y a un niveau de défavorisation minimale, les différences de concentrations de polluants atmosphériques

demeurent plus faibles. Ainsi, il nous est possible d'affirmer, dans le contexte montréalais, que certains secteurs résidentiels bénéficient d'une situation avantageuse d'un point de vue de quelques éléments de l'environnement urbain.

Plusieurs études en équité environnementale abordent, en conclusion, des pistes d'intervention potentielles en matière de politiques publiques. Pour la présente thèse, les recommandations en termes de politiques publiques prennent trois formes distinctes. La première recommandation se rapporte à la mise en place d'un cadre normatif spécifique qui pourrait guider les acteurs impliqués dans l'aménagement du territoire. L'une des actions envisageables serait d'encadrer l'aménagement futur aux abords des axes majeurs de circulation. À titre d'exemple, toute municipalité québécoise devrait interdire à moins de 200 mètres d'un axe de circulation où plus de 40 000 véhicules circulent quotidiennement, l'aménagement d'usages considérés sensibles aux émissions polluantes telles que des écoles, des résidences pour personnes âgées, des hôpitaux, des centres de la petite enfance et la fonction résidentielle. En ce sens, cette approche normative permettrait de minimiser les conséquences potentielles négatives du transport sur la santé et le bien-être des groupes de la population les plus vulnérables au bruit et à la pollution de l'air. Pour ce faire, des fonctions urbaines adéquates doivent être implantées en bordure des autoroutes et autres axes majeurs de circulation. Ces fonctions adossées aux axes majeurs de circulation capteraient ainsi une partie importante des nuisances en agissant comme zones tampons. Enfin, les municipalités québécoises pourraient également inclure, dans leur règlement de construction, des normes rattachées aux matériaux et aux marges de recul appropriées pour tous les nouveaux bâtiments construits en bordure d'un axe majeur de circulation afin de minimiser tous les risques potentiels pour les occupants.

La seconde recommandation concerne l'imposition de seuils spécifiques dans les politiques publiques pour des éléments particuliers de l'environnement urbain. Il serait ainsi fort pertinent que les autorités municipales et provinciales se dotent de mesures systématiques de suivi pour estimer les concentrations de polluants atmosphériques, le niveau de bruit routier et de la présence de services et d'équipements municipaux en quantité suffisante sur l'ensemble du territoire. Les autorités municipales pourraient ainsi se doter d'un cadre opérationnel caractérisé par des seuils minimaux (pour les ressources urbaines) ou maximaux (nuisances environnementales) pour tous les éléments de l'environnement urbain appuyé par des interventions spécifiques dans l'éventualité où ces seuils ne soient pas respectés. Cela nous amène à aborder la troisième recommandation qui se rapporte à la notion d'équité compensatoire envers les territoires ou les groupes de la population les plus affectés par les

polluants atmosphériques et le bruit routier. Cette approche, déjà développée en Europe, consiste à identifier les groupes ou les secteurs qui subissent de façon disproportionnée les coûts du transport routier par rapport aux bénéfices encourus. Des mesures d'atténuation pourraient alors être mises en place dans les zones résidentielles où l'effet cumulatif des nuisances est maximal afin de réduire les émissions polluantes provenant du transport routier. En ce sens, des investissements sous différentes formes pourraient s'effectuer, que ce soit en plantation d'arbres ou en mesure de verdissement, alors que ces dernières favorisaient le captage de polluants atmosphériques et en minimisant la propagation du bruit routier.

En terminant, l'une des façons de réduire les niveaux d'émissions polluantes est de diminuer le nombre de véhicules circulant sur le réseau supérieur de l'île de Montréal. Plusieurs moyens ont été évoqués dans la littérature pour y parvenir comme un meilleur financement octroyé au transport en commun, l'établissement de mesures incitatives pour diminuer le nombre d'automobiles dans les secteurs centraux, la mise en place de voies autoroutières réservées au covoiturage lors des périodes de pointe et l'élaboration de programmes avec les employeurs favorisant le télétravail. L'opérationnalisation de l'une ou l'autre de ces mesures serait uniquement possible par un consensus établi entre plusieurs acteurs de différents secteurs, soit, entre autres, les services d'aménagement de la CMM et de la Ville de Montréal, le ministère des Transports du Québec, la Société de transport de Montréal, l'Agence métropolitaine de transport et les experts en santé publique.

ANNEXE 1 –L'UTILISATION DES MINORITÉS VISIBLES

Les études en équité environnementale réalisées dans le contexte étasunien ont souvent mis l'accent sur les groupes des Afro-américains et des Hispano-américains. Aux États-Unis, selon les dernières données du recensement, ces groupes représentent respectivement 12,6% et 16,3% de la population totale. Dans le contexte de la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM), le groupe des Noirs et celui des Latino-américains ne comptent que pour 4,7% et 2,1% de la population totale. En ce sens, l'utilisation individuelle de ces groupes n'apparaissait pas pertinente dans le contexte de l'étude compte tenu de leur trop faible importance. Nous avons donc eu recours au groupe des minorités visibles, construit par Statistique Canada, qui réfère à toutes les catégories des « non blancs » (excepté les Amérindiens) soit les Chinois, les Asiatiques du Sud, les Philippins, les Latino-américains, les Noirs, les Arabes, les Coréens, les Japonais, les Sud-Est asiatiques, les Asiatiques de l'Ouest et ceux provenant des îles océaniques. Cette catégorie a été préférée à celle des immigrants récents pour deux raisons principales. Premièrement, d'autres études réalisées précédemment au Canada, dont celles d'Apparicio et al. (2010), de Crouse et al. (2009), de même que celles de Phan et al. (2012; 2013) ont utilisé la catégorie des minorités visibles au lieu de celle des immigrants récents. Deuxièmement, le groupe des immigrants récents présente de grandes variabilités au niveau des caractéristiques socio-économiques de ses représentants. Ainsi, une proportion importante des individus appartenant à ce groupe est d'origine des pays de l'Europe de l'Ouest, soit principalement de la France et du Royaume-Uni. Ceux-ci se sont principalement concentrés après leur arrivée, selon les données de la Direction de la santé publique, dans les arrondissements Plateau-Mont-Royal (territoire du CLSC du Mile-End et du Plateau), de Rosemont-La Petite-Patrie (territoire du CLSC d'Olivier-Guimond), alors que les individus originaire du Royaume-Uni se sont davantage concentrés dans les municipalités autonomes de l'ouest de l'île de Montréal (territoire du CLSC du Lac-Saint-Louis). Leur localisation résidentielle est donc potentiellement différente de celle des autres individus appartenant au groupe des immigrants récents compte tenu de leur niveau de revenu plus élevé. Nous avons donc jugé qu'il y avait des réalités différentes au sein de ce groupe et que l'extraction des individus originaires de l'Europe de l'Ouest parmi les immigrants récents ne s'avérait pas un choix méthodologique adéquat. De plus, leur extraction aurait considérablement réduit les effectifs du groupe des immigrants récents. Enfin, il est à mentionner que les variables des minorités visibles et des immigrants récents sont fortement corrélées entre elles, soit à 0,67, signifiant qu'ils se retrouvent sensiblement dans les mêmes aires de diffusion.

ANNEXE 2 : LES INDICATEURS DE LA POLLUTION DE L'AIR

Cette première annexe présente en détail les données qui ont été nécessaires à la construction des trois types d'indicateurs de polluants atmosphériques utilisés dans les articles 1, 2 et 4 de la thèse de doctorat.

Les données relatives à la hiérarchisation du réseau routier de l'île de Montréal et la création d'indices de longueurs basés sur la hiérarchie routière

L'ensemble du réseau de rues de l'île de Montréal est disponible à l'intérieur d'une Géobase produite en 2012 par la Ville de Montréal. Les 40 522 liens routiers qui composent cette Géobase sont notamment caractérisés par une longueur et par une hiérarchie routière soit l'autoroute, la route provinciale ou la voie express, les artères et collectrices, de même que les rues locales. Nous avons donc calculé la longueur de chacune des typologies routières au sein de zones tampons d'un rayon de 200 mètres créées autour des centroïdes des îlots urbains définis selon la fonction résidentielle. À l'aide des fonctions d'intersection et de sommation du logiciel ArcGIS, nous avons calculé : 1) la longueur du réseau autoroutier; 2) la longueur des axes secondaires – collectrices, artérielles et routes express – 3) et finalement la longueur des tronçons autoroutiers et secondaires à 200 mètres de chacun des îlots urbains montréalais habités. La distance de 200 mètres a été sélectionnée, car les effets des polluants atmosphériques sont rarement ressentis au-delà de cette distance (Brugge, Durant et Rioux 2007). La création de cet indicateur de polluant est basée selon le postulat que les concentrations de polluants atmosphériques et de bruit routier devraient être plus élevées dans des îlots urbains caractérisés par de fortes longueurs d'axes majeurs de circulation.

Les données de concentrations de polluants atmosphériques provenant de la modélisation mathématique et le calcul de leur concentration spatiale

Le MTQ possède un modèle d'émission des polluants des gaz à effet de serre développé dans le cadre de la modélisation du transport urbain pour la région de Montréal (MOTREM). Cette modélisation est effectuée par le logiciel Mobile 6.2C, développé par l'agence de protection environnementale américaine (EPA), qui fait l'évaluation des polluants atmosphériques provenant des véhicules (MTQ 2011). Le MTQ utilise ce logiciel pour l'évaluation globale des polluants atmosphériques véhiculaires pour la région de Montréal. Ce logiciel permet ainsi d'estimer divers types de polluants atmosphériques en microgrammes par mètre cube ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), tels que le monoxyde de carbone (CO), les particules PM et les oxydes d'azote (NOx) à divers

endroits sur le réseau routier. Ces estimations sont effectuées lors de cinq périodes de la journée, soit la nuit (de 0h à 6h), lors de l'heure de pointe du matin (6h à 9h), durant la journée (9h à 15h30), durant l'heure de pointe du soir (15h30 à 18h30) et le soir (18h30 à 0h).

La modélisation des polluants atmosphériques par le logiciel Mobile 6 s'effectue en suivant quelques étapes selon les conditions d'un jour moyen automnal. Une base de données est d'abord constituée de polluants atmosphériques obtenus par le logiciel Mobile 6.2C à partir des paramètres liés à la hiérarchie routière (type de route), de la sorte de véhicule, du type de polluant, du moment de la journée, de la saison, des débits de circulation, de la vitesse affichée et du contexte d'émission, c'est-à-dire si le véhicule est en circulation, en démarrage ou en arrêt (MTQ 2011). Les données liées aux conditions climatiques automnales proviennent ensuite des mesures des stations météorologiques de la région de Montréal. Les caractéristiques relatives aux véhicules sont issues d'un échantillon de la base de données des immatriculations de la SAAQ selon l'âge, la proportion de véhicules diesel et de camions lourds selon une enquête réalisée en 1999 (MTQ 2011). Quant aux caractéristiques de déplacement des véhicules, ceux-ci sont déterminés par l'enquête Origine-Destination la plus récente du MTQ. La vitesse moyenne des véhicules sur chacun des tronçons du réseau routier modélisé et les débits sur chacun d'eux complètent la caractérisation des déplacements de tous les types de véhicules. Des taux de base selon le type de polluant, la hiérarchie routière, l'heure, la vitesse affichée, l'année et le type de véhicule sont ensuite attribués sur plusieurs liens du réseau routier montréalais. Les données de polluants atmosphériques sont enfin rattachées aux liens routiers dans un logiciel de SIG.

Pour chacun des tronçons identifiés par le MTQ, des concentrations de CO, de NO_x et de PM_{2,5} en µg/m⁻³ ont été attribuées lors des cinq périodes de la journée. Au total, ce sont 12 694 liens routiers sur lesquels des concentrations d'émissions ont été attribuées. Certaines limites sont associées avec les données issues de cette modélisation. Ces concentrations proviennent de calculs liés à des paramètres généraux et aucune mesure de dispersion n'est incluse dans le modèle. Ces mesures de dispersion se rapportent entre autres à la vitesse et la direction du vent. Par ailleurs, il est à mentionner que cette modélisation représente environ 45% de l'ensemble du réseau routier montréalais. De cette façon, plusieurs zones des extrémités de l'île, caractérisées par des rues locales, n'ont pas été incluses dans la modélisation mathématique.

Le MTQ nous a donc transmis des fichiers géographiques se rapportant respectivement aux cinq périodes de la journée durant lesquelles des concentrations de polluants ont été

modélisées pour une journée moyenne automnale de 2011. À partir d'une série de variables précédemment décrites, le MTQ a modélisé les concentrations de CO, NO_x et de PM_{2,5} sur des tronçons routiers du niveau supérieur de l'île de Montréal. Afin d'obtenir une concentration quotidienne de ces polluants au niveau des îlots urbains résidentiels montréalais, nous avons tout d'abord construit des zones tampons de 200 mètres autour de chacun d'eux dans le logiciel ArcGIS. Ensuite, la fonction d'intersection a été utilisée afin de déterminer l'ensemble des tronçons circonscrits dans chacune des zones tampons se rapportant aux îlots urbains résidentiels. Une sommation de la concentration de chacun des trois polluants a finalement été effectuée lors des cinq périodes de la journée respectives pour l'ensemble des îlots urbains montréalais. L'équation ci-dessous a été utilisée pour le calcul du CO dans un îlot urbain pour l'une des périodes de la journée.

$$CO_{it} = \sum \frac{l_s CO_s}{L}$$

La concentration totale de CO, par exemple, dans un îlot urbain (CO_{it}) correspond donc à la sommation totale de la longueur de chacun des tronçons routiers (l_s) compris dans la zone tampon de 200 mètres multipliée par la concentration associée au polluant sur ce segment routier (CO_s) divisé par la longueur totale de l'ensemble des tronçons routiers. Nous avons pondéré par la longueur des tronçons routiers, car, dans certains cas, quelques-uns de ces liens n'occupent qu'une très faible surface dans la zone tampon définie autour des îlots urbains.

Une fois que les concentrations de chacun des polluants ont été calculées pour les cinq périodes de la journée respectives, nous avons déterminé une valeur globale. Les cinq couches géographiques contenant les concentrations des trois polluants pour chacune des périodes de la journée pour tous les îlots urbains montréalais habités ont été jointes entre elles. Les cinq périodes présentent de prime abord des durées en nombre d'heures distinctes. L'équation ci-dessous a donc été appliquée afin d'obtenir des concentrations quotidiennes.

$$CO_{it} = \sum \frac{3CO_{Am\ pointe} + 6,5CO_{Jour} + 3CO_{Pm\ Pointe} + 5,5CO_{Soir} + 6CO_{Nuit}}{24}$$

Dans cet exemple, la valeur totale de CO associée à un îlot urbain pour une journée complète (CO_{it}) correspond à la période de temps durant laquelle la modélisation a été effectuée multipliée par la concentration du polluant divisée par le nombre d'heures total. Après ce calcul, nous obtenons donc des valeurs de concentrations quotidiennes pour les trois polluants modélisés au niveau des îlots urbains résidentiels montréalais. À titre indicatif, des

concentrations de polluants modélisés ont été attribuées à 9029 îlots urbains, car aucune mesure n'était présente dans les secteurs caractérisés exclusivement par des rues locales peu achalandées, principalement localisées dans les extrémités de l'île de Montréal.

Les données d'oxyde d'azote (NO₂) échantillonnées par l'Université McGill et la détermination de leur concentration spatiale

L'oxyde d'azote est émis à 85% par l'ensemble des véhicules présents sur le réseau routier (Crouse, Goldberg et Ross 2009). Le département de géographie de l'Université McGill a procédé à l'échantillonnage de l'oxyde d'azote (NO₂) sur l'île de Montréal à trois différentes périodes de l'année en 2005-2006, soit durant l'hiver, l'été et le printemps. Ces périodes ont été choisies en fonction des variations des concentrations du NO₂ lors des températures froides, moyennes et élevées. Ces données échantillonnées ont été obtenues en septembre 2012 sous la forme d'une couche géographique en format matriciel compatible avec ArcGIS. Cette couche contient la localisation des 133 stations où l'échantillonnage du NO₂ a eu lieu en décembre 2005, mai 2006 et août 2006. Pour chacune des stations, la concentration moyenne de l'oxyde d'azote en partie par milliards (ppm) a été calculée pour chacune des périodes.

L'échantillonnage des données de concentrations d'oxyde d'azote a été réalisé sur une période consécutive de deux semaines aux 133 points présents à la figure 8 lors des trois saisons. Des capteurs du type Ogawa (Ogawa and Co., USA) ont été placés à 2,5 mètres du sol à des lieux fixes, tels qu'aux têtes de feux de circulation et aux poteaux électriques, pour réaliser l'échantillonnage (Crouse, Goldberg et Ross 2009). Cette technique d'échantillonnage a par ailleurs été préalablement utilisée dans d'autres études sur la dispersion des polluants atmosphériques, notamment à Toronto et Hamilton. Le nombre de stations d'échantillonnage disséminé sur le territoire de l'île de Montréal afin de mesurer la concentration du NO₂ a été déterminé selon Crouse et al. (2009), par d'autres études préalablement réalisées à Hamilton (Sahsuaroglu et al. 2006) et Toronto (Jerrett et al. 2007). L'analyse des données emmagasinées dans les 133 capteurs de type Ogawa a ensuite été confiée à un laboratoire d'Environnement Canada utilisant la technique de chromatographie à échange d'ions (Crouse, Goldberg et Ross 2009). Les données résultantes consistent en une série de concentrations moyennes de NO₂ pour chacune des journées lors desquelles l'échantillonnage a été effectué.

La localisation des stations d'échantillonnage a été préalablement déterminée par un modèle d'allocation basé sur deux variables susceptibles d'influencer la dispersion spatiale de l'oxyde d'azote. La densité de la population et les secteurs dans lesquels les débits de circulation sont élevés s'avèrent ainsi deux des principaux facteurs de localisation des 133 stations

d'échantillonnage (Kanaroglou et al. 2005). Ces dernières ont ainsi été localisées dans les milieux résidentiels, industriels, dans les espaces récréatifs, à proximité des axes majeurs de circulation et des autoroutes, de même que dans les secteurs à fortes densités de population de l'île de Montréal (Jerrett et al. 2007). Les distances entre les stations d'échantillonnage varient entre 100 mètres et 3 kilomètres dans les zones les moins habitées, soit dans les extrémités de l'île de Montréal. La figure 4 montre que plusieurs de ces stations d'échantillonnage ont été localisées dans les espaces habités en bordure du réseau autoroutier de l'île de Montréal, par exemple le long de l'autoroute Métropolitaine (autoroute 40) et dans le secteur de l'ouest de l'île où les autoroutes 20 et 40 se situent. Plusieurs stations ont aussi été placées dans les arrondissements près du centre-ville où une concentration importante d'axes secondaires de circulation est retrouvée.

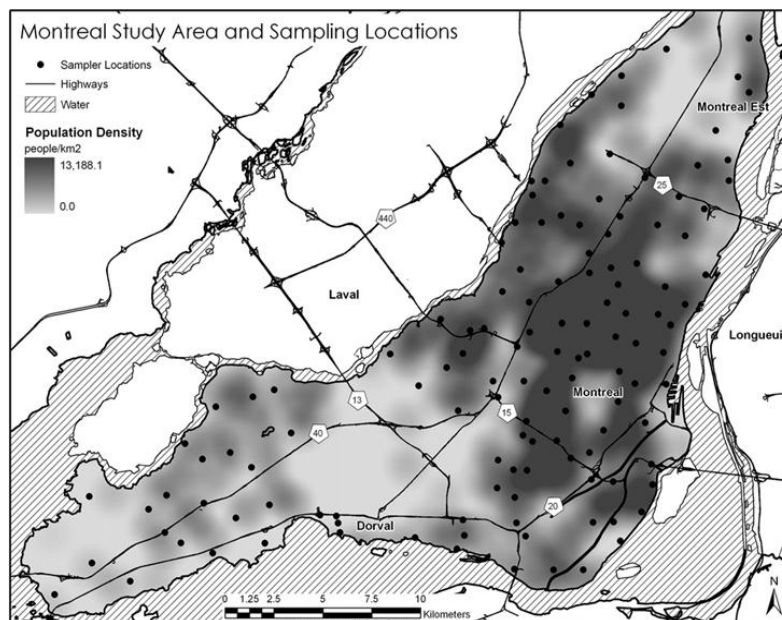


Figure 4 : Localisation des points d'échantillonnage du NO₂ sur l'île de Montréal
 Source : Crouse et al. (2009)

Les techniques utilisées pour la prédiction des polluants atmosphériques doivent être en mesure d'être le plus précises possible en raison notamment, de la variabilité spatiale des polluants (Gilbert et al. 2005). La méthode géostatistique qui s'avère de plus en plus privilégiée dans l'analyse de la dispersion des polluants atmosphériques est celle du « land-use regression ». Cette technique serait plus précise que les méthodes d'interpolation spatiale comme le krigeage (Crouse, Goldberg et Ross 2009; Hoek et al. 2008) et celle-ci a déjà été utilisée dans la littérature pour déterminer les valeurs des polluants atmosphériques à partir de données mesurées par des capteurs ou des données connues (Buzzelli et Jerrett 2007; Richardson,

Pearce et Kingham 2011; Ryan et LeMasters 2007; Su et al. 2010). La méthode du *land-use regression* consiste à construire des variables spatiales autour des points d'échantillonnage afin d'établir un modèle de régression. Ces variables indépendantes se rapportent à celles qui sont les plus susceptibles d'influencer les concentrations du NO₂ dans l'environnement, soit la proximité aux axes majeurs de circulation, la longueur des tronçons autoroutiers, les débits de circulation recensés, la densité de population, la présence de zones industrielles, la densité d'habitation, la présence de parcs et de secteurs résidentiels (Crouse, Goldberg et Ross 2009). Afin d'être opérationnelles, les variables explicatives ont été calculées dans différentes couches d'informations géographiques composées de cellules de 5 mètres par 5 mètres dans ArcGIS. Une fois toutes ces variables indépendantes générées, un modèle de régression a été créé avec les cellules où le NO₂ a été mesuré. Par la suite, l'équation de régression est appliquée à l'ensemble des cellules non échantillonnées afin de prédire la concentration du NO₂. Crouse et al. (2009) signalent que le recours au *land-use regression* a permis de prédire près de 80% de la variabilité spatiale du NO₂ sur le territoire de l'île de Montréal. À partir de la carte des polluants créée par Crouse et al. (2009) sous la forme d'une photographie aérienne composée de pixels où chacun d'entre eux possède des concentrations de NO₂, nous avons calculé la valeur moyenne de ce polluant sur une base annuelle à 200 mètres de tous les îlots urbains montréalais habités. À l'aide de la fonction du logiciel ArcGIS *zonal mean*, nous avons été en mesure d'attribuer à la fois une valeur de NO₂ dans tous les îlots urbains habités de l'île de Montréal et à 200 mètres du centroïde de chacun d'eux.

ANNEXE 3 : LE BRUIT ROUTIER

La seconde annexe présente dans un premier temps les paramètres généraux qui ont une influence sur la propagation du bruit routier en milieu urbain, puis les données nécessaires à la modélisation du bruit routier. Enfin, le fonctionnement du logiciel de modélisation LiMA 5.0 et de son module de prédiction 9.3.1 sont décrits.

Paramètres d'influence du bruit routier et mode de propagation de la nuisance

Le bruit est défini comme un rapport de pressions exprimé en décibels (dB) tel qu'exprimé ci-dessous à l'équation 1 (BKSV 2013).

[1]

$$\text{Niveau de pression du son (dB)} = 20 \log\left(\frac{\text{Pression}}{\text{Pression de référence}}\right)$$

Où le niveau de pression de référence est égal à 20 µPa, soit 2 X 10⁻⁶ Pa ou 0 dB(A), correspondant au seuil d'audition.

Le niveau d'intensité du bruit routier (L_p) perçu par un récepteur à une certaine distance en mètres (r) d'une source émettrice d'une puissance par mètre (L_w) est exprimé par l'équation 2 ci-dessous (BKSV 2013).

[2]

$$L_p = L_w - 10 \log(r) - 5 \text{ dB}$$

Le niveau de bruit routier perçu par l'oreille humaine dépend de plusieurs facteurs, tels que le type de source et la distance du récepteur à celle-ci, des caractéristiques liées à la circulation sur un tronçon donné, de la géométrie routière (nombre de voies, la vitesse affichée et la configuration du tronçon), de la présence ou non de barrières sonores et de la composition du cadre bâti retrouvé près de l'axe routier (Havard et al. 2011). Les conditions météorologiques et celles du vent, la topographie, les caractéristiques d'absorption du sol à proximité de la source et le moment de la journée sont également d'autres types de facteurs ayant une incidence sur le niveau de bruit routier perçu (Havard et al. 2011). Enfin, la présence de plusieurs sources de bruit routier dans un même environnement a pour conséquence d'augmenter le niveau d'intensité de cette nuisance. L'équation 3 ci-dessous permet de cumuler en dB(A) plusieurs sources individuelles afin d'obtenir une valeur globale (L_p).

$$L_p = 10 \log (10^{L_{p1}/10} + 10^{L_{p2}/10} + \dots + 10^{L_{pn}/10})$$

La figure 5 illustre cette situation à l'aide d'un graphique pour deux sources. Prenons par exemple un secteur résidentiel qui est localisé à moins de 200 mètres d'une autoroute et d'une artère achalandée. Le niveau de bruit perçu par les habitants de cette zone provenant de l'autoroute oscille à 55 dB(A), alors que celui de l'artère est équivalent à 51 dB(A). Afin de cumuler ces deux sources de bruit routier, nous devons tout d'abord calculer la différence entre les deux mesures d'intensité, soit de 4 dB(A). Ensuite, nous nous rapportons à l'axe des abscisses (X) du graphique afin de connaître la valeur qui doit être ajoutée à la source maximale indiquée à l'axe des ordonnées (Y). Dans le cas présent, une valeur de 1,4 dB(A) devrait être ajoutée à 55 dB(A) afin d'obtenir la valeur réelle du bruit routier dans ce secteur résidentiel. L'opération pourrait être effectuée à d'autres reprises advenant que d'autres sources de bruit soient présentes, telles que des rues locales. Cependant, plus la différence en termes de décibels est grande entre la principale source et celles dites secondaires, plus l'effet sera marginal sur le niveau de bruit total.

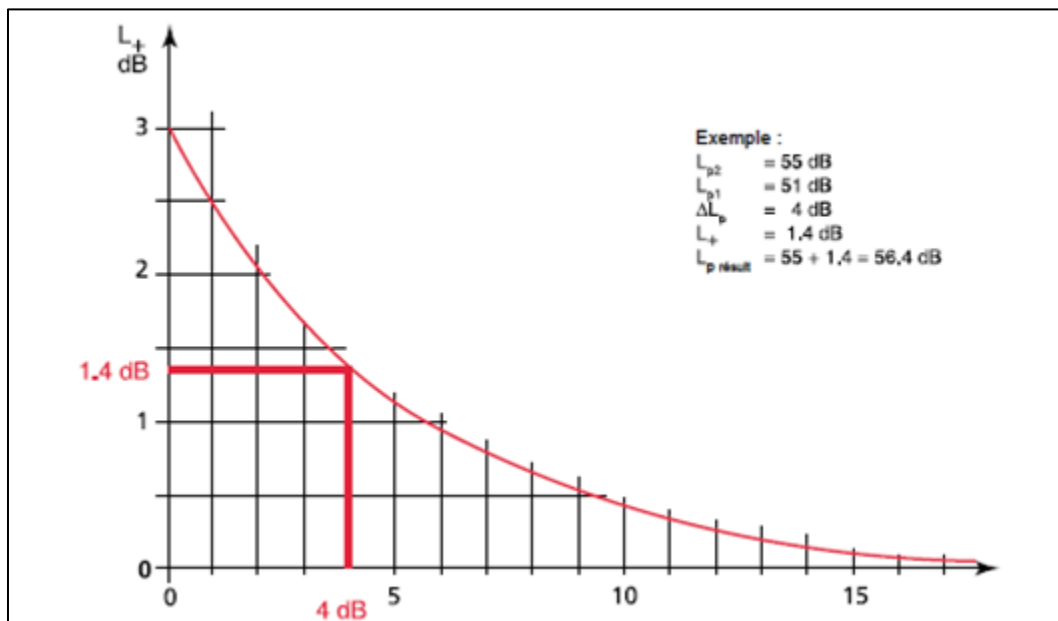


Figure 5 : Effet cumulatif du bruit selon l'intensité de sources variées

Source : (BKSIV 2013)

De façon générale, le niveau de bruit augmentera donc dans les secteurs caractérisés par la présence de plusieurs sources de bruit de grandes intensités, par des densités de circulation et de camions lourds élevées, par une vitesse affichée considérable, par un nombre important de

voies routières, par une configuration routière maximisant l'utilisation du frein à moteur (par exemple) pour les véhicules lourds et par l'absence d'écrans acoustiques ou de bâtiments. De plus, des surfaces de type réfléchissant, comme le béton ou l'eau auront tendance à favoriser la propagation du bruit (BKS_V 2013). Enfin, des conditions de couvert nuageux où la température augmente en altitude et de vent portant auront pour effet d'accroître la propagation du bruit routier (Lamancusa 2009; Lamure 1986). Pour le vent, les conséquences sont de l'ordre de 5 dB(A) jusqu'à une distance de 200 mètres de la source, mais les différences peuvent augmenter substantiellement par la suite. L'influence de ces deux facteurs météorologiques est illustrée à la figure 6.

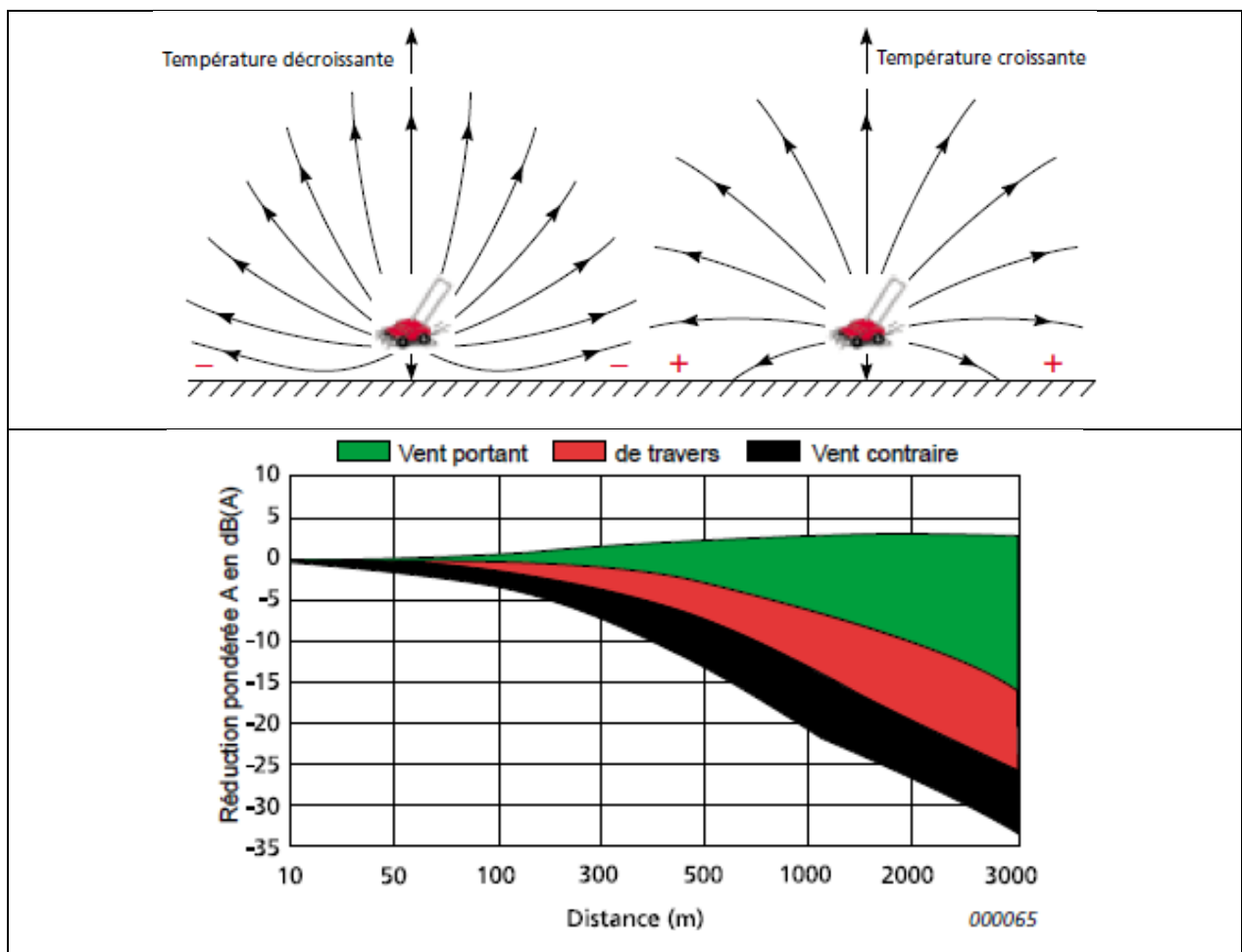


Figure 6 : Influence des conditions météorologiques sur la propagation du bruit routier

Source : (BKS_V 2013)

D'un autre côté, la configuration de bâtiments neufs et de forts volumes construits près d'un générateur de bruit routier réduit le niveau de cette nuisance dans les zones environnantes en y empêchant considérablement sa propagation (Lam et Chan 2006). Également, la présence de

barrières sonores, telle que des murs antibruit, réduit le niveau de bruit routier pour les premières rangées de bâtiment de l'ordre de 15 à 20 dB(A) tout dépendant de leur hauteur, de leur profondeur et des matériaux utilisés (BKS_V 2013) (Figure 7).

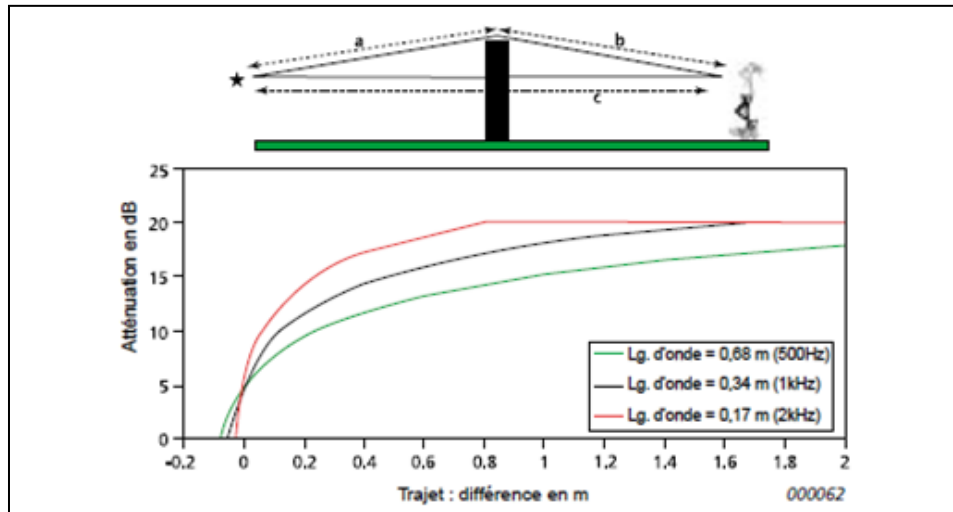


Figure 7 : Influence des écrans antibruit sur la propagation du bruit

Source : (BKS_V 2013)

La modélisation du bruit routier dans le logiciel LIMA 5.0

Une fois les paramètres de propagation du bruit routier définis, il est ensuite possible de procéder à sa modélisation. Cette nuisance est mesurée à l'aide d'une modélisation mathématique à partir du logiciel LIMA 5.0 et de son module du bruit « *Predictor 9.3.1* », compatible avec le logiciel ArcGIS. Cette sous-section présente les données nécessaires à la modélisation et aux étapes principales qui y sont liées.

Données nécessaires à la modélisation du bruit routier

Plusieurs variables sont nécessaires à la modélisation du bruit en milieu urbain et celles-ci sont illustrées dans le tableau ci-dessous. Deux sources d'information ont été consultées quant aux données nécessaires pour la modélisation du bruit. D'abord, des études réalisées avec le logiciel LIMA et avec d'autres techniques de modélisation semblables ont été consultées afin d'identifier les paramètres principaux (Brainard et al. 2004; Havard et al. 2011; Lam et Chan 2006). Des entrevues téléphoniques ont ensuite été effectuées avec des ingénieurs en acoustique de la compagnie Bruel & Kjaer en février 2012 et une rencontre a eu lieu en juin 2013 avec les concepteurs du logiciel LIMA afin de connaître les variables essentielles à la modélisation du bruit routier. Il en est ressorti que les débits de circulation présents sur l'ensemble des tronçons routiers, les types de véhicules recensés sur chacun d'eux, la hauteur

des bâtiments en mètres, l'élévation du terrain, les caractéristiques du réseau routier, soit la géométrie et la hauteur des axes par rapport au sol, la présence d'écrans antibruit, de même que les conditions météorologiques moyennes, sont les principales variables nécessaires à la modélisation du bruit routier.

Catégorie des paramètres	Variables recherchées	Sources
Débits de circulation	Débits journaliers moyens annuels (DJMA) sur l'autoroute.	MTQ, 2012
	Part des camions lourds sur le réseau autoroutier. DJMA sur le réseau collecteur, artériel et local de la Ville de Montréal. Part des camions lourds sur le réseau collecteur, artériel et local de la Ville de Montréal.	Ville Montréal, 2012
Bâtiments	Hauteur des bâtiments.	Ville Montréal, 2012
Élévation du terrain	Élévation du terrain.	Ville de Montréal, 2012
Caractéristiques du réseau routier	Vitesse affichée.	MTQ, 2012
	Nombre de voies de circulation.	Géobase, 2012
	Largeur des voies de circulation.	
Données météorologiques	Direction et vitesse du vent. Données d'ensoleillement, du couvert nuageux, de la température moyenne et des précipitations.	Environnement Canada, 2012
Caractérisation des abords autoroutiers	Caractéristiques des écrans antibruit aménagés aux abords des autoroutes.	MTQ, 2012

Caractéristiques des données relatives aux débits de circulation

Les débits de circulation proviennent de deux sources distinctes. D'abord, le MTQ a segmenté le réseau autoroutier de l'île de Montréal en 814 parties. Plusieurs caractéristiques se rapportent à chacune de ses parties : la vitesse qui y est affichée, le débit moyen journalier annuel (DJMA), la proportion de camions lourds y circulant et le type de surface (asphalte, béton ou ciment).

La Ville de Montréal a effectué de son côté des comptages de circulation et des camions lourds sur son réseau routier entre 2003 et 2013. Son réseau routier comprend les artères, les

collectrices et le réseau local localisés à l'intérieur de son territoire. Les autoroutes, de leur côté, sont sous la juridiction du MTQ. Les comptages de circulation ont ainsi été réalisés à près de 2000 intersections localisées dans l'un ou l'autre des arrondissements de la Ville de Montréal. Les intersections considérées pour les comptages comprennent minimalement une artère ou une collectrice selon la hiérarchisation du réseau routier de la Ville de Montréal. Cette particularité s'explique par le fait que les débits de circulation sont les plus élevés sur les artères et collectrices de la Ville de Montréal. Les données de circulation ont été colligées dans un fichier Excel. Les comptages sont généralement réalisés du mardi au jeudi sur une période de trois heures durant la matinée, soit de 6h00 à 9h00, ce qui correspond à l'heure de pointe du matin. Un second comptage est réalisé durant l'heure du midi, soit de 11h00 à 13h00. Un troisième comptage est effectué lors de la période de pointe du soir qui s'étend de 15h30 à 18h30. Des comptages sont parfois effectués jusqu'à 21h00 à proximité des plus importants centres commerciaux. Les données sont disponibles par tranche de 15 minutes et celles-ci correspondent au nombre de véhicules, de piétons et cyclistes qui atteignent chacune des directions de l'intersection durant ces intervalles de temps.

Les DJMA sont ensuite calculés à chacune des intersections par la Ville de Montréal. Le DJMA est reconnu comme un paramètre d'utilisation dans plusieurs articles scientifiques sur l'exposition aux nuisances provenant des axes majeurs de circulation (Houston et al. 2006; Houston et al. 2004; Rioux et al. 2010). La plupart des comptages ont donc été faits aux intersections les plus achalandées des arrondissements de la Ville de Montréal. Cela s'explique par le fait que plusieurs municipalités localisées dans l'ouest de l'île de Montréal sont autonomes depuis bon nombre d'années. Ces dernières ont également *défusionné* de la Ville de Montréal en 2004 à la suite de la loi sur la réorganisation territoriale des municipalités de l'île entrée en vigueur le 1^{er} janvier 2002. Ces municipalités autonomes possèdent par leur fait même leurs propres services municipaux, dont celui d'ingénierie, responsable de la collecte des données de circulation. Des contacts ont alors été établis avec chacune de ces municipalités autonomes pour obtenir leurs données de débits de circulation afin d'avoir le portrait le plus complet de la situation sur l'île de Montréal. Dans les cas de Dollard-des-Ormeaux, Baie-d'Urfé, Senneville, Pointe-Claire et Sainte-Anne-de-Bellevue, aucune donnée n'a été échantillonnée aux intersections de leurs artères ou collectrices. L'ingénieur de circulation de la municipalité de Dollard-des-Ormeaux nous a par ailleurs informés, dans une entrevue téléphonique, que par manque de ressources matérielles et humaines, les comptages de circulation n'étaient réalisés qu'en cas de plaintes de citoyens, et ce, généralement sur des rues locales.

Pour ce qui est des débits de circulation sur le réseau local, l'Association canadienne des transports (ATC) a déterminé les DJMA annuels typiques en fonction de la hiérarchie routière. Les rues locales résidentielles doivent ainsi avoir un DJMA inférieur à 1000 véhicules/ jour. Ce seuil est entre autres déterminé par la géométrie de ces tronçons routiers et de l'occupation du sol caractérisant leurs abords, soit généralement la fonction résidentielle.

Les bâtiments

La disposition et les caractéristiques des bâtiments localisés en bordure des axes majeurs de circulation ont une influence considérable sur la propagation du bruit routier dans les zones limitrophes. La présence de bâtiments de forts volumes limitera ainsi considérablement la dispersion de cette nuisance. Dans cette optique, un fichier contenant l'empreinte de tous les bâtiments de l'île de Montréal a été obtenu de la Ville de Montréal en avril 2012. Le nombre d'étages de chacun des bâtiments a ensuite été transformé en mètres. Cette transformation a été effectuée à partir des données de l'occupation du sol de la Ville de Montréal. Ainsi, nous avons consulté les plans d'occupation du sol et calculé le différentiel en mètres entre le niveau du sol et le bâtiment. De cette façon, nous obtenons la hauteur du bâtiment en mètres et nous avons fait la correspondance selon le nombre d'étages. Cette procédure a été répétée pour l'entièreté du territoire d'étude.

Les données d'élévation et la géométrie routière

La position de l'axe majeur de circulation par rapport à la première rangée de bâtiments est également à prendre en considération pour déterminer le plus précisément possible le niveau de cette nuisance. Ainsi, la présence d'une autoroute au même niveau que les bâtiments génère des niveaux de bruit différents pour les résidences limitrophes comparativement à un axe en hauteur ou qui est enfoui. De façon générale, le réseau routier de l'île de Montréal se localise au même niveau géographique que l'environnement bâti. Cependant, la plupart des tronçons autoroutiers présents dans le territoire d'étude ne sont pas localisés au même niveau que la première rangée de bâtiments. L'autoroute Décarie est notamment construite en tranchées, la Métropolitaine (autoroute 40) est surélevée sur une portion importante, alors que les autoroutes 20 et 15 sont au même niveau que l'environnement bâti. Le calcul de l'élévation en mètres de chacun des tronçons autoroutiers par rapport à l'environnement bâti doit donc être effectué pour s'assurer de la mesure la plus précise possible de la modélisation du bruit routier. Ce calcul s'effectue en considérant la différence de hauteur en mètres entre le centre de chacun des tronçons autoroutiers avec la base des bâtiments situés le plus près de ces axes en utilisant les données du fond d'occupation du sol de la Ville de Montréal.

Données météorologiques

Le ministère fédéral de l'Environnement (Environnement Canada) recense les données moyennes de la température, d'humidité et du vent selon les mois de l'année. Les caractéristiques moyennes liées au couvert nuageux, à la force du vent et à sa direction, de même qu'à la température ont donc été prises en considération pour la modélisation du bruit routier effectuée. Aux fins de cette recherche, les caractéristiques météorologiques moyennes d'un mois d'été sont prises en considération, car c'est à cette période de l'année que les individus ressentent davantage les conséquences négatives du bruit routier dans leur secteur résidentiel.

Les murs anti-bruit

La présence de bâtiments de forts volumes en bordure des axes majeurs de circulation peut réduire considérablement le niveau de bruit dans les zones limitrophes. De plus, des écrans antibruit ont été aménagés depuis la fin des années 1990 par le MTQ afin de réduire le plus possible le niveau de cette nuisance en vertu de la politique sonore provenant de ce ministère. Le MTQ a donc recensé l'ensemble des écrans antibruit et leurs caractéristiques au sein d'un avis technique qui nous a été remis en avril 2014. Ces écrans antibruit ont ainsi été numérisés, en vertu de leurs longueurs et hauteurs, dans le logiciel ArcGIS. La présence de ces écrans antibruit réduit de façon considérable le niveau de cette nuisance ressenti par la population vivant à proximité de l'axe majeur de circulation.

Données nécessaires à la validation du bruit

Le Ministère des Transports du Québec (MTQ) procède à l'identification des zones localisées près du réseau autoroutier de l'île de Montréal où le niveau de bruit routier dépasse le seuil d'acceptabilité quotidien fixé à 65 dB(A) par les autorités canadiennes. Au-delà de ce seuil, les groupes de la population exposés peuvent développer à long terme plusieurs problèmes de santé et la concentration de cette nuisance affecte potentiellement le bien-être des résidents. La méthode d'identification du niveau de bruit routier provient de relevés sonores effectués en bordure du réseau autoroutier pendant des périodes variant de 24 heures à plusieurs jours. Depuis 2006, il est de pratique courante au MTQ d'effectuer une surveillance des niveaux sonores à proximité de zones résidentielles pendant des travaux de réfection routière de longue durée. Cette surveillance est réalisée à partir de stations de mesures automatisées qui permettent d'obtenir les niveaux sonores en temps réel. Ces stations sont installées quelques jours avant le début d'un chantier permettant d'avoir des données du bruit ambiant de façon continue. Le niveau sonore de plusieurs zones problématiques a donc été validé de cette façon

par le MTQ. Ces données provenant du MTQ sont utiles afin de valider les résultats issus du modèle LIMA pour une journée normale. La modélisation du niveau de bruit routier sur l'île de Montréal débute donc par les zones attenantes au réseau autoroutier. Des comparaisons sont ensuite effectuées pour déterminer les différences potentielles entre les données réelles provenant du MTQ et celles issues de la modélisation.

La modélisation du bruit routier dans le logiciel LIMA

La méthode de calcul XPS 31-133 a été utilisée pour modéliser le niveau de bruit routier sur l'île de Montréal à l'aide du logiciel LiMA et de son module *prédicteur* 9.3.1. Cette méthode de calcul a d'ailleurs été utilisée récemment dans les pays de l'Union Européenne pour mettre de l'avant la directive du bruit afin d'identifier les territoires dans lesquels les niveaux de cette nuisance dépassent le seuil de 65 dB(A), couramment appelés « black zones » (King, Murphy et Rice 2011). Les calculs liés à la méthode XPS 31-133 sont basés sur l'estimation du niveau moyen de bruit routier sur une période de 24 heures ($L_{den-24 \text{ heures}}$) à partir des variables des débits de la circulation, de la géométrie routière, de l'élévation du terrain, de la hauteur des bâtiments et des conditions atmosphériques. Cette méthode d'estimation accorde un facteur correctif pour les périodes du soir et de la nuit de respectivement de 5 dB(A) et 10 dB(A) considérant que les effets du bruit routier sont davantage ressentis par la population à ces moments de la journée. Aux fins de la modélisation, des conditions météorologiques moyennes de la période de l'été sont considérées (température moyenne de 18 degrés Celsius, niveau d'humidité de 50%, pression atmosphérique normale, vitesse de 25 kilomètres/heure et un vent en direction sud-ouest). Ce moment de l'année a été sélectionné étant donné que l'interaction de la population avec le bruit routier est plus grande alors que les gens sont plus propices à ouvrir leurs fenêtres et à passer du temps à l'extérieur.

Le niveau de bruit routier provenant d'un véhicule, représenté à l'équation 1, est caractérisé par la valeur maximale de pression mesurée en décibels (dB(A)) à 7,5 mètres du centre de l'axe routier à partir duquel les véhicules circulent. Le niveau de pression est établi à l'équation 2 à partir des deux formules présentées ci-dessous où L_p représente un niveau de pression acoustique et V la vitesse moyenne du véhicule.

$$L_w = L_p + 25,5 \quad [1]$$

$$E = (L_w - 10 \log V - 50) \quad [2]$$

La valeur de E est un niveau de pression de bruit à un point donné pouvant être décrit en termes de dB(A). Ce niveau de pression acoustique est alors fonction du type de véhicule (véhicules lourds de plus de 3,5 tonnes ou légers), de la vitesse mesurée, des conditions de circulation et du profil de l'axe routier. La valeur de $L_{Aw/m}$, soit le niveau global de la pression acoustique pour un axe routier donné mesuré en dB(A), est alors obtenue par la combinaison des paramètres illustrée par l'équation 3. Nous avons ainsi calculé distinctement le nombre de véhicules légers et lourds par période de la journée (jour, nuit et soir) et ce, sur l'ensemble des axes de la circulation du territoire d'étude. Une vitesse moyenne a ensuite été assignée à chacun des types de véhicule par axe de circulation.

[3]

$$L_{Aw/m} = 10 \text{Log} (10^{(E_v + 10 \log Q_v)/10} + 10^{(E_{hv} + 10 \log Q_{hv})/10}) + 20$$

Où:

- E_v est le niveau d'émission pour les véhicules légers tel que défini par la norme;
- E_{hv} est le niveau d'émission pour les véhicules lourds tel que défini par la norme;
- Q_v représente le volume total de véhicules légers durant une période de temps donnée;
- Q_{hv} représente le volume total de véhicules lourds durant une période de temps donnée.

Le bruit routier est ensuite soumis à plusieurs facteurs pouvant faire varier sa propagation. La valeur de L_{Awi} représente alors un niveau de pression acoustique par mètre de longueur selon un axe de circulation particulier, et ce, en dB(A) en tenant compte de certaines des caractéristiques de l'axe routier, dont le type de composition de la surface. Le tableau ci-dessous illustre les facteurs correctifs selon le type de surface. Dans la plupart des cas, le réseau routier de l'île de Montréal est constitué d'asphalte, ce qui ne nécessite pas de modifications en dB(A). Par contre, des modifications doivent être effectuées dans le cas des tronçons autoroutiers lorsque les types de surfaces varient (Équation 4).

[4]

$$L_{Awi} = L_{Aw/m} + 10 \log(l_i) + R(j) + \Psi$$

Où:

- l_i se rapporte à la longueur de l'axe routier en mètres;

- Ψ est le facteur d'atténuation ou d'accentuation en lien avec le type de surface de la route;
- $R(j)$ représente une valeur de bande spectrale en dB(A) selon le type de véhicule.

types de catégories de surface	Niveau de correction en dB(A) Ψ		
	0-60 km/h	61-80 km/h	81-130 km/h
Surface poreuse	- 1 dB(A)	- 2 dB(A)	- 3 dB(A)
Surface en asphalte	0 dB(A)		
Surface en ciment	+ 2 dB(A)		
Chaussée en pavé (structure douce)	+ 3 dB(A)		
Chaussée en pavé (structure dure)	+ 6 dB(A)		

D'autres facteurs sont pris en considération dans le calcul du bruit routier entre la source et son récepteur. Dans les conditions favorables, les rayons sont orientés vers le sol et la nature du sol a une certaine influence sur la propagation du son. Les principaux facteurs sont illustrés par l'équation 5 illustrée ci-dessous :

[5]

$$L_{A_{i,F}} = L_{A_{wi}} + D_{hi} + D_{vi} - A_{i,H}$$

Où :

- $L_{A_{i,F}}$ représente le niveau sonore LAeq dû à la source si au point R en conditions favorables dans une bande d'octaves données en dB(A);
- $L_{A_{wi}}$ niveau de puissance acoustique d'une source Si dans une bande d'octaves données en dB(A);
- D_{hi} et D_{vi} représentent respectivement les directivités sur les plans horizontal et vertical;
- $A_{i,F}$ représente l'ensemble des atténuations le long du chemin de propagation en conditions favorables, et se décompose de manière suivante.

Ces atténuations pour la dispersion du bruit routier ($A_{i,F}$) se rapportent aux conditions atmosphériques, à la divergence géométrique (différentiel de hauteur entre la source et le récepteur), l'effet de sol et la diffraction. L'équation 6 rattachée à $A_{i,F}$ est donc la suivante :

[6]

$$A_{i,F} = A_{div} + A_{atm} + A_{sol,F} + A_{dif,F}$$

- A_{div} est l'atténuation due à la divergence géométrique :

La divergence géométrique considère la diminution du niveau sonore en fonction de la distance de la propagation à partir de la source. Le niveau de bruit s'atténue donc avec la distance entre la source et le récepteur. Cette atténuation est donnée par l'équation 7:

[7]

$$A_{div} = 20 \log(d) + 11$$

- A_{atm} est l'atténuation causée par l'absorption atmosphérique :

L'atténuation atmosphérique est définie par la diminution du nombre de décibels provenant de la distance (d) entre la source et le récepteur tout en considérant un coefficient (α) accordé selon la bande d'octaves. Cette atténuation est illustrée à l'équation 8:

[8]

$$A_{atm} = \alpha d / 1000$$

- $A_{sol,F}$ est l'atténuation provenant de l'effet de sol, en conditions favorables :

Les caractéristiques du sol ont des propriétés d'absorption acoustique qui varient en fonction de leur porosité. Les revêtements routiers et le béton sont considérés comme des surfaces réfléchissantes alors que la végétation est absorbante. Ensuite, les hauteurs équivalentes, obtenues à partir du plan de sol moyen, sont prises en compte dans l'atténuation provenant de l'effet de sol. La hauteur équivalente est calculée entre la position géographique du segment routier par rapport au récepteur. Dans le cas présent, nous avons calculé le différentiel de hauteur entre l'axe routier et une personne normale (soit environ 1,80 mètre). Ce différentiel demeure relativement constant sur l'ensemble de l'île de Montréal, mais quelques variations de hauteur ont été dénotées dans quelques zones adjacentes aux autoroutes.

- $A_{dif,F}$ est l'atténuation due à la diffraction, en conditions favorables :

Le son se propage dans l'air et rencontre plusieurs obstacles. En milieu urbain, le son peut notamment heurter des bâtiments, des écrans antibruit, des remblais et des buttes végétalisées. Ces obstacles font en sorte que le son ne se propage pas de façon rectiligne. Nous avons donc intégré la couche de l'ensemble des bâtiments localisés sur l'île de Montréal en tenant compte de leur hauteur en mètres, des murs antibruit aménagés en bordure des autoroutes selon leur longueur et hauteur, de même que toute autre barrière physique présente sur le territoire d'étude. À titre indicatif, nous n'avons pas accès aux données sur les buttes végétalisées et celles-ci n'ont pas été intégrées dans le calcul du bruit routier.

Une valeur de niveau sonore en **conditions homogènes** (L_{AiH}), où les rayons sonores sont rectilignes, est également mesurée selon les mêmes paramètres.

Le niveau du bruit routier global L_{AiLT} , en dB(A) est ensuite calculé par l'addition de l'ensemble des niveaux sonores en conditions favorables (L_{AiF}) et homogènes (L_{AiH}), pondérés par une valeur d'occurrence p_i attribuée selon un lieu donné. L'équation 9 illustre le calcul du bruit routier dans des conditions favorables et homogènes.

[9]

$$L_{Ai,LT} = 10 \lg \left(p_i 10^{0,1L_{Ai,F}} + (1 - p_i) 10^{0,1L_{Ai,H}} \right)$$

Un niveau de bruit est ensuite calculé à un point récepteur en tenant compte à la fois de l'ensemble des sources ponctuelles A_{iLT} et de leurs images $A_{i',LT}$. Aux fins de calculs dans le logiciel, chaque point récepteur a été placé à une distance de 25 mètres. De cette façon, il est possible d'avoir une couverture adéquate du territoire en termes de bruit routier à l'équation 10.

[10]

$$L_{Aeq,LT}(j) = 10 \lg \left[\sum_i 10^{0,1L_{Ai,LT}(j)} + \sum_{i'} 10^{0,1L_{Ai',LT}(j)} \right]$$

Enfin, la valeur $L_{Aeq, LT}$ se rapporte au niveau moyen de la pression acoustique ressentie sur une longue période à un point donné et ce, en tenant compte de l'ensemble des niveaux de bandes d'octaves (j). L'équation 11 illustre la valeur totale du bruit routier à un point donné.

[11]

$$L_{Aeq, LT} = 10 \lg \left[\sum_{j=1}^6 10^{0,1L_{Aeq, LT}(j)} \right]$$

BIBLIOGRAPHIE

- Abercrombie, L. C., J. F. Sallis, T. L. Conway, L. D. Frank, B. E. Saelens et J. E. Chapman. 2008. « Income and Racial Disparities in Access to Public Parks and Private Recreation Facilities. » *American Journal of Preventive Medicine* 34 (1): 9-15. <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-36849046863&partnerID=40&md5=d7151b9fb2d487bb97058a2ea5f0d59c>.
- Abu-Lughod, Janet L et Stadtplanerin Soziologin. 1991. *Changing cities: Urban sociology*. HarperCollins.
- Adar, Sara Dubowsky, Diane R Gold, Brent A Coull, Joel Schwartz, Peter H Stone et Helen Suh. 2007. « Focused exposures to airborne traffic particles and heart rate variability in the elderly. » *Epidemiology* 18 (1): 95-103.
- Ades, Josefina, Philippe Apparicio et Anne-Marie Séguin. 2012. « Are new patterns of low-income distribution emerging in Canadian metropolitan areas? » *The Canadian Geographer/Le Géographe canadien* 56 (3): 339-361.
- Akbari, Hashem, Mel Pomerantz et Haider Taha. 2001. « Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas. » *Solar energy* 70 (3): 295-310.
- Allen, Ryan W, Hugh Davies, Martin A Cohen, Gary Mallach, Joel D Kaufman et Sara D Adar. 2009. « The spatial relationship between traffic-generated air pollution and noise in 2 US cities. » *Environmental research* 109 (3): 334-342.
- Amram, Ofer, Rebecca Abernethy, Michael Brauer, Hugh Davies et Ryan W Allen. 2011. « Proximity of public elementary schools to major roads in Canadian urban areas. » *International journal of health geographics* 10 (68): 1-11.
- Anderton, Douglas L, Andy B Anderson, John Michael Oakes et Michael R Fraser. 1994. « Environmental equity: the demographics of dumping. » *Demography* 31 (2): 229-248.
- Anselin, Luc. 2009. « Spatial regression. » In *The Sage Handbook of Spatial Analysis*, sous la dir. de In A.S. Fotheringham & P. A Rogerson. London: Sage.
- Apparicio, Philippe, Johanne Charbonneau et Gaetan Dussault. 2006. *Identification des concentrations spatiales de minorités dans la région métropolitaine de Montréal en 2006*. Montréal: Institut national de la recherche scientifique - Centre Urbanisation Culture Société.

- Apparicio, Philippe, M Cloutier, A Séguin et Josefina Ades. 2010. « Accessibilité spatiale aux parcs urbains pour les enfants et injustice environnementale. Exploration du cas montréalais. » *Revue internationale de géomatique* 20 (3): 363-389.
- Apparicio, Philippe, Marie-Soleil Cloutier et Richard Shearmur. 2007. « The case of Montreal's missing food deserts: evaluation of accessibility to food supermarkets. » *International journal of health geographics* 6 (1): 4.
- Apparicio, Philippe et Anne-Marie Séguin. 2006a. « L'accessibilité aux services et aux équipements: un enjeu d'équité pour les personnes âgées résidant en HLM à Montréal. » *Cahiers de géographie du Québec* 50 (139): 23-44.
- . 2006b. « Measuring the accessibility of services and facilities for residents of public housing in Montreal. » *Urban Studies* 43 (1): 187-211.
- Babisch, Wolfgang. 2005. « Noise and health. » *Environ Health Perspect* 113 (1): A14-5.
- . 2008. « Road traffic noise and cardiovascular risk. » *Noise and Health* 10 (38): 27.
- Bae, Chang-Hee Christine, Gail Sandlin, Alon Bassok et Sungyop Kim. 2007. « The exposure of disadvantaged populations in freeway air-pollution sheds: a case study of the Seattle and Portland regions. » *ENVIRONMENT AND PLANNING B PLANNING AND DESIGN* 34 (1): 154.
- Balfour, Jennifer L et George A Kaplan. 2002. « Neighborhood environment and loss of physical function in older adults: evidence from the Alameda County Study. » *American Journal of Epidemiology* 155 (6): 507-515.
- Banks, Siobhan et David F Dinges. 2007. « Behavioral and physiological consequences of sleep restriction. » *Journal of clinical sleep medicine: JCSM: official publication of the American Academy of Sleep Medicine* 3 (5): 519.
- Barros, N, T Fontes, MP Silva et MC Manso. 2013. « How wide should be the adjacent area to an urban motorway to prevent potential health impacts from traffic emissions? » *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 50: 113-128.
- Bateman, Ian, Great Britain et Scottish Executive. 2001. *The effect of road traffic on residential property values: a literature review and hedonic pricing study*. Scottish Executive.
- Bayer, Patrick, Nathaniel Keohane et Christopher Timmins. 2009. « Migration and hedonic valuation: The case of air quality. » *Journal of Environmental Economics and Management* 58 (1): 1-14.

- Beckerman, Bernardo, Michael Jerrett, Jeffrey R Brook, Dave K Verma, Muhammad A Arain et Murray M Finkelstein. 2008. « Correlation of nitrogen dioxide with other traffic pollutants near a major expressway. » *Atmospheric Environment* 42 (2): 275-290.
- Been, Vicki. 1994. « Locally undesirable land uses in minority neighborhoods: Disproportionate siting or market dynamics? » *Yale Law Journal*: 1383-1422.
- . 1995. « Analyzing evidence of environmental justice. » *Journal of land use and Environmental Law* 11: 1-36.
- Bellander, Tom, Janine Wichmann et Tomas Lind. 2012. « Individual exposure to NO₂ in relation to spatial and temporal exposure indices in Stockholm, Sweden: the INDEX study. » *PloS one* 7 (6): e39536.
- Birk, Matthias, Olga Ivina, Stephanie von Klot, Wolfgang Babisch et Joachim Heinrich. 2011. « Road traffic noise: self-reported noise annoyance versus GIS modelled road traffic noise exposure. » *Journal of Environmental Monitoring* 13 (11): 3237-3245.
- BKSV. 2013. *Environmental & Urban Noise*.
- Blair, Mitch. 2010. *Child public health*. Oxford University Press.
- Blanchon, David, Sophie Moreau et Yvette Veyret. 2009. Comprendre et construire la justice environnementale. In *Annales de géographie*: Armand Colin.
- Bluhm, Gosta, Niklas Berglind, Emma Nordling et Mats Rosenlund. 2007. « Road traffic noise and hypertension. » *Occupational and environmental medicine* 64 (2): 122-126.
- Bluhm, Gosta, Emma Nordling et Niklas Berglind. 2004. « Road traffic noise and annoyance-An increasing environmental health problem. » *Noise and Health* 6 (24): 43.
- Bocquier, Aurélie, Sébastien Cortaredona, Céline Boutin, Aude David, Alexis Bigot, Basile Chaix, Jean Gaudart et Pierre Verger. 2012. « Small-area analysis of social inequalities in residential exposure to road traffic noise in Marseilles, France. » *The European Journal of Public Health*: cks059.
- Bolte, Gabriele, Giorgio Tamburlini et Martina Kohlhuber. 2010. « Environmental inequalities among children in Europe—evaluation of scientific evidence and policy implications. » *The European Journal of Public Health* 20 (1): 14-20.
- Boone, Christopher G, Geoffrey L Buckley, J Morgan Grove et Chona Sister. 2009. « Parks and people: An environmental justice inquiry in Baltimore, Maryland. » *Annals of the Association of American Geographers* 99 (4): 767-787.

- Bowen, William M. 2002. « An analytical review of environmental justice research: what do we really know? » *Environmental management* 29 (1): 3-15.
- Boyle, Melissa A et Katherine A Kiel. 2001. « A survey of house price hedonic studies of the impact of environmental externalities. » *Journal of real estate literature* 9 (2): 117-144.
- Bradley, Robert H et Robert F Corwyn. 2002. « Socioeconomic status and child development. » *Annual review of psychology* 53 (1): 371-399.
- Brainard, Julii S, I. Bateman, A. Lovett et P. Fallon. 2002. « Modelling environmental equity: access to air quality in Birmingham, England. » *Environment and Planning A* 34 (4): 695-716.
- Brainard, Julii S, Andrew P Jones, Ian J Bateman et Andrew A Lovett. 2004. « Exposure to environmental urban noise pollution in Birmingham, UK. » *Urban Studies* 41 (13): 2581-2600.
- Brandt, Sebastian et Wolfgang Maennig. 2011. « Road noise exposure and residential property prices: Evidence from Hamburg. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 16 (1): 23-30.
- Brauer, Michael, Gerard Hoek, Patricia Van Vliet, Kees Meliefste, Paul H Fischer, Alet Wijga, Laurens P Koopman, Herman J Neijens, Jorrit Gerritsen et Marjan Kerkhof. 2002. « Air pollution from traffic and the development of respiratory infections and asthmatic and allergic symptoms in children. » *American journal of respiratory and critical care medicine* 166 (8): 1092-1098.
- Briggs, David, Juan J Abellan et Daniela Fecht. 2008. « Environmental inequity in England: small area associations between socio-economic status and environmental pollution. » *Social science & medicine* 67 (10): 1612-1629.
- Brugge, Doug, John L Durant et Christine Rioux. 2007. « Near-highway pollutants in motor vehicle exhaust: a review of epidemiologic evidence of cardiac and pulmonary health risks. » *Environmental Health* 6 (1): 23.
- Brunekreef, Bert, Nicole AH Janssen, Jeroen de Hartog, Hendrik Harssema, Mirjam Knape et Patricia van Vliet. 1997. « Air pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways. » *Epidemiology*. 298-303.
- Bullard, Robert D. 1983. « Solid waste sites and the Blak Houston community. » *Sociological Inquiry* 53 (1-2): 273-288.
- , dir. 1994. *Unequal protection: environmental justice and communities of color*. San Francisco, CA.

- Bullard, Robert D et Glenn S Johnson. 2000. « Environmentalism and public policy: Environmental justice: Grassroots activism and its impact on public policy decision making. » *Journal of Social Issues* 56 (3): 555-578.
- Bullard, Robert D et J Lewis. 1996. *Environmental Justice and Communities of Color*. San Francisco, CA: Sierra Club Books.
- Buys, Laurie et Evonne Miller. 2012. « Residential satisfaction in inner urban higher-density Brisbane, Australia: role of dwelling design, neighbourhood and neighbours. » *Journal of Environmental Planning and Management* 55 (3): 319-338.
- Buzzelli, Michael. 2007. « Bourdieu does environmental justice? Probing the linkages between population health and air pollution epidemiology. » *Health & place* 13 (1): 3-13.
- Buzzelli, Michael et Michael Jerrett. 2003. « Comparing proximity measures of exposure to geostatistical estimates in environmental justice research. » *Global Environmental Change Part B: Environmental Hazards* 5 (1): 13-21.
- . 2004. « Racial gradients of ambient air pollution exposure in Hamilton, Canada. » *Environment and planning A* 36 (10): 1855-1876.
- . 2007. « Geographies of susceptibility and exposure in the city: environmental inequity of traffic-related air pollution in Toronto. » *Canadian journal of regional science* 30 (2): 195-210.
- Carrier, M., P. Apparicio et A-M. Séguin. Submitted. « Road traffic noise in Montreal and environmental equity: What is the situation for the most vulnerable population groups? » *Journal of Transport Geography*.
- Carrier, Mathieu, Philippe Apparicio, Anne-Marie Séguin et Dan Crouse. 2014. « The application of three methods to measure the statistical association between different social groups and the concentration of air pollutants in Montreal: A case of environmental equity. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 30: 38-52.
- Carrier, Mathieu, Anne-Marie Séguin, Philippe Apparicio et Dan Crouse. 2013. « Les résidences pour personnes âgées de l'île de Montréal appartenant aux parcs social et privé: une exposition inéquitable à la pollution de l'air? » *Cahiers de géographie du Québec* 57 (161): 239-256.
- Carroll, Thomas M, Terrence M Clauretje et Jeff Jensen. 1996. « Living next to godliness: Residential property values and churches. » *The Journal of Real Estate Finance and Economics* 12 (3): 319-330.
- Carver, Alison, Anna Timperio et David Crawford. 2008. « Playing it safe: The influence of neighbourhood safety on children's physical activity—A review. » *Health & place* 14 (2): 217-227.

- Cesaroni, Giulia, Chiara Badaloni, Valeria Romano, Eugenio Donato, Carlo A Perucci et Francesco Forastiere. 2010. « Socioeconomic position and health status of people who live near busy roads: the Rome Longitudinal Study (RoLS). » *Environmental health* 9 (1): 41.
- Cesaroni, Giulia, Hanna Boogaard, Sander Jonkers, Daniela Porta, Chiara Badaloni, Giorgio Cattani, Francesco Forastiere et Gerard Hoek. 2012. « Health benefits of traffic-related air pollution reduction in different socioeconomic groups: the effect of low-emission zoning in Rome. » *Occupational and environmental medicine* 69 (2): 133-139.
- Chaix, Basile, Susanna Gustafsson, Michael Jerrett, Håkan Kristersson, Thor Lithman, Åke Boalt et Juan Merlo. 2006. « Children's exposure to nitrogen dioxide in Sweden: investigating environmental injustice in an egalitarian country. » *Journal of Epidemiology and Community Health* 60 (3): 234-241.
- Chakraborty, Jayajit. 2006. « Evaluating the environmental justice impacts of transportation improvement projects in the US. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 11 (5): 315-323.
- . 2009. « Automobiles, air toxics, and adverse health risks: Environmental inequities in Tampa Bay, Florida. » *Annals of the Association of American Geographers* 99 (4): 674-697.
- Chakraborty, Jayajit, Lisa A Schweitzer et David J Forkenbrock. 1999. « Using GIS to assess the environmental justice consequences of transportation system changes. » *Transactions in GIS* 3 (3): 239-258.
- Chakraborty, Jayajit et Paul A Zandbergen. 2007. « Children at risk: measuring racial/ethnic disparities in potential exposure to air pollution at school and home. » *Journal of epidemiology and community health* 61 (12): 1074-1079.
- Chan, Mark Corrales Michael Grant Evelyn, Michael Grant et Evelyn Chan. 2000. *Indicators of the Environmental Impacts of Transportation: Highway, Rail, Aviation and Marine Transport*. DIANE Publishing.
- Chattopadhyay, Sudip. 1999. « Estimating the demand for air quality: new evidence based on the Chicago housing market. » *Land Economics*: 22-38.
- Chavis, B.F. 1994. « Preface. In Bullard, R.D., editor. » In *Unequal protection: environmental justice and communities of color*. San Francisco, CA: Sierra Club Books.
- Chay, Kenneth Y et Michael Greenstone. 1998. *Does air quality matter? Evidence from the housing market*. National Bureau of Economic Research.

- Choi, Kwang-Soo, Shoichi Inoue et Reiko Shinozaki. 1997. « Air pollution, temperature, and regional differences in lung cancer mortality in Japan. » *Archives of Environmental Health: An International Journal* 52 (3): 160-168.
- Clark, N.A., P.A. Demers, C.J. Karr, M. Koehoorn, C. Lencar, L. Tamburic et M. Brauer. 2010. « Effect of early life exposure to air pollution on development of childhood asthma. » *Environmental Health Perspectives* 118 (2): 284-290.
- Collins, Timothy W, Sara E Grineski, Jayajit Chakraborty et Yolanda J McDonald. 2011. « Understanding environmental health inequalities through comparative intracategorical analysis: Racial/ethnic disparities in cancer risks from air toxics in El Paso County, Texas. » *Health & place* 17 (1): 335-344.
- Cook, Christine C. 1988. « Components of neighborhood satisfaction responses from urban and suburban single-parent women. » *Environment and Behavior* 20 (2): 115-149.
- Crouse, Dan L, Mark S Goldberg et Nancy A Ross. 2009. « A prediction-based approach to modelling temporal and spatial variability of traffic-related air pollution in Montreal, Canada. » *Atmospheric Environment* 43 (32): 5075-5084.
- Crouse, Dan L, Nancy A Ross et Mark S Goldberg. 2009. « Double burden of deprivation and high concentrations of ambient air pollution at the neighbourhood scale in Montreal, Canada. » *Social science & medicine* 69 (6): 971-981.
- Cutter, Susan L. 2006. « Issue in environmental justice research. » In *Hazards, Vulnerability and Environmental Justice*, sous la dir. de Earthscan, 263-270.
- Darchen, Sébastien. 2009. « Vers un urbanisme de créneau. » *La Métropolisation et Ses Territoires* 11: 87.
- Davies, Hugh W, JJ Vlaanderen, SB Henderson et Michael Brauer. 2009. « Correlation between co-exposures to noise and air pollution from traffic sources. » *Occupational and environmental medicine* 66 (5): 347-350.
- Day, R. 2008. *Local Urban Environments and the Wellbeing of Older People*: University of Birmingham.
- Day, Rosie. 2008. « Local environments and older people's health: Dimensions from a comparative qualitative study in Scotland. » *Health & Place* 14: 299-312.
- . 2010. « Environmental justice and older age: consideration of a qualitative neighbourhood-based study. » *Environment and planning. A* 42 (11): 2658.

- Day, Rosie et Fiona Wager. 2010. « Parks, streets and “just empty space”: the local environmental experiences of children and young people in a Scottish study. » *Local Environment* 15 (6): 509-523.
- Deka, Devajyoti. 2004. « Social and environmental justice issues in urban transportation. » In *The geography of urban transportation* sous la dir. de The Guilford Press, p. 332-355. New York - London.
- Drouilly, Pierre. 1996. *L'espace social de Montréal, 1951-1991*. Les éditions du Septentrion.
- Drouin, Louis, Patrick Morency et Norman King. 2006. *Le transport urbain : une question de santé*.
- Dupuy, Gabriel. 1995. *Les territoires de l'automobile*. Anthropos.
- EEA. 2003. Europe's environment : The third assessment. sous la dir. de European Environment Agency. Copenhague, Danemark.
- Eliasson, Jonas. 2005. « Variations in Valuations of Noise and Intrusion effects. Are Stated choice results compatible with Hedonic Prices? » *PROCEEDINGS OF ETC 2005, STRASBOURG, FRANCE 18-20 SEPTEMBER 2005-RESEARCH TO INFORM DECISION-MAKING IN TRANSPORT APPLIED METHODS IN TRANSPORT PLANNING APPRAISAL*.
- English, Paul, Raymond Neutra, Russell Scaif, Moira Sullivan, Lance Waller et Li Zhu. 1999. « Examining associations between childhood asthma and traffic flow using a geographic information system. » *Environmental health perspectives* 107 (9): 761.
- Evans, Gary W et Elyse Kantrowitz. 2002. « Socioeconomic status and health: the potential role of environmental risk exposure. » *Annual review of public health* 23 (1): 303-331.
- Evans, Gary W et Stephen J Lepore. 1993. « Nonauditory effects of noise on children: A critical review. » *Children's environments*: 31-51.
- Evans, Gary W, Peter Lercher, Markus Meis, Hartmut Ising et Walter W Kofler. 2001. « Community noise exposure and stress in children. » *The Journal of the Acoustical Society of America* 109 (3): 1023-1027.
- Evans, Gary W et Lorraine Maxwell. 1997. « Chronic Noise Exposure and Reading Deficits The Mediating Effects of Language Acquisition. » *Environment and Behavior* 29 (5): 638-656.
- Fainstein, Susan S. 2010. *The just city*. Cornell University Press.

- Fairburn, Jonathan, Gordon Walker et Graham Smith. 2005. « Investigating environmental justice in Scotland: links between measures of environmental quality and social deprivation. ».
- Fan, Zhihua Tina, Qingyu Meng, Clifford Weisel, Robert Laumbach, Pamela Ohman-Strickland, Stuart Shalat, Marta Z Hernandez et Kathleen Black. 2008. « Acute exposure to elevated PM_{2.5} generated by traffic and cardiopulmonary health effects in healthy older adults. » *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 19 (5): 525-533.
- Feitelson, Eran. 2002. « Introducing environmental equity dimensions into the sustainable transport discourse: issues and pitfalls. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 7 (2): 99-118.
- FHWA. 2002. *Entering the quiet zone : Noise compatible and land use planning* www.fhwa.dot.gov/environment/noise/noise_compatible_planning/federal_approach/land_use/index.cfm
- Fidell, Sanford, David S Barber et Theodore J Schultz. 1991. « Updating a dosage–effect relationship for the prevalence of annoyance due to general transportation noise. » *The Journal of the Acoustical Society of America* 89 (1): 221-233.
- Fidell, Sanford et Karl Pearsons. 2003. « Sensitivity to prospective transportation noise exposure. » *Noise Control Engineering Journal* 51 (2): 106-113.
- Fields, JM, RG De Jong, T Gjestland, IH Flindell, RFS Job, S Kurra, P Lercher, M Vallet, T Yano et R Guski. 2001. « Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: Research and a recommendation. » *Journal of sound and vibration* 242 (4): 641-679.
- Fol, Sylvie et Géraldine Pflieger. 2010. « La justice environnementale aux États-Unis: construction et usages d'une catégorie d'analyse et d'une catégorie d'action. » *Justice spatiale/Spatial justice* 2.
- Foraster, Maria, Alexandre Deltell, Xavier Basagaña, Mercedes Medina-Ramón, Inmaculada Aguilera, Laura Bouso, María Grau, Harish C Phuleria, Marcela Rivera et Rémy Slama. 2011. « Local determinants of road traffic noise levels versus determinants of air pollution levels in a Mediterranean city. » *Environmental research* 111 (1): 177-183.
- Forastiere, Francesco, Massimo Stafoggia, Carola Tasco, Sally Picciotto, Nerina Agabiti, Giulia Cesaroni et Carlo A Perucci. 2007. « Socioeconomic status, particulate air pollution, and daily mortality: differential exposure or differential susceptibility. » *American journal of industrial medicine* 50 (3): 208-216.
- Forkenbrock, D. et L. Schweitzer. 1999. « Environmental justice in transportation planning. » *Journal of the american planning Association* 65 (1): 96-112.

- Fraser, Nancy. 1997. *Justice interruptus: Critical reflections on the " postsocialist" condition*. Cambridge Univ Press.
- Gan, Wen Qi, Hugh W Davies, Mieke Koehoorn et Michael Brauer. 2012. « Association of long-term exposure to community noise and traffic-related air pollution with coronary heart disease mortality. » *American journal of epidemiology* 175 (9): 898-906.
- GAO, US. 1983. *Siting of Hazardous Waste Landfills and Their Correlation With Racial and Economic Status of Surrounding Communities*. Washington DC.
- Gauderman, W James, Edward Avol, Fred Lurmann, Nino Kuenzli, Frank Gilliland, John Peters et Rob McConnell. 2005. « Childhood asthma and exposure to traffic and nitrogen dioxide. » *Epidemiology* 16 (6): 737-743.
- Gauderman, W James, Hita Vora, Rob McConnell, Kiros Berhane, Frank Gilliland, Duncan Thomas, Fred Lurmann, Edward Avol, Nino Kunzli et Michael Jerrett. 2007. « Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study. » *The Lancet* 369 (9561): 571-577.
- Gee, Gilbert C et David T Takeuchi. 2004. « Traffic stress, vehicular burden and well-being: a multilevel analysis. » *Social science & medicine* 59 (2): 405-414.
- Geiser, K. et G. Waneck. 1994. « PCBs and Warren County. » In *In Unequal Protection: Environmental Justice and Communities of Color*, 43-52. San Francisco Sierra Club Books.
- Genereux, M, Nathalie Auger, M Goneau et Mark Daniel. 2008. « Neighbourhood socioeconomic status, maternal education and adverse birth outcomes among mothers living near highways. » *Journal of epidemiology and community health* 62 (8): 695-700.
- Geurs, Karst T, Wouter Boon et Bert Van Wee. 2009. « Social impacts of transport: literature review and the state of the practice of transport appraisal in the Netherlands and the United Kingdom. » *Transport Reviews* 29 (1): 69-90.
- Gilbert, Nicolas L, Mark S Goldberg, Bernardo Beckerman, Jeffrey R Brook et Michael Jerrett. 2005. « Assessing spatial variability of ambient nitrogen dioxide in Montreal, Canada, with a land-use regression model. » *Journal of the Air & Waste Management Association* 55 (8): 1059-1063.
- Giuliano, Genevieve. 1988. « New directions for understanding transportation and land use. ».
- Gold, Diane R, Augusto A Litonjua, Antonella Zanobetti, Brent A Coull, Joel Schwartz, Gail MacCallum, Richard L Verrier, Bruce D Nearing, Marina J Canner et Helen Suh. 2005. « Air pollution and ST-segment depression in elderly subjects. » *Environmental health perspectives*: 883-887.

- Government of Quebec. 2013. Loi sur l'aménagement et l'urbanisme. Gazette officielle du Québec.
- Green, Rochelle S, Svetlana Smorodinsky, Janice J Kim, Robert McLaughlin et Bart Ostro. 2004. « Proximity of California public schools to busy roads. » *Environmental Health Perspectives* 112 (1): 61.
- Greenberg, Michael. 1993. « Proving environmental inequity in siting locally unwanted land uses. » *Risk* 4: 235.
- Grineski, Sara E. 2007. « Incorporating health outcomes into environmental justice research: The case of children's asthma and air pollution in Phoenix, Arizona. » *Environmental Hazards* 7 (4): 360-371.
- Grineski, Sara E et Timothy W Collins. 2008. « Exploring patterns of environmental injustice in the Global South: Maquiladoras in Ciudad Juárez, Mexico. » *Population and Environment* 29 (6): 247-270.
- Gunier, Robert B, Andrew Hertz, Julie Von Behren et Peggy Reynolds. 2003. « Traffic density in California: socioeconomic and ethnic differences among potentially exposed children. » *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 13 (3): 240-246.
- Hamersma, Marije, Taede Tillema, Joseph Sussman et Jos Arts. 2014. « Residential satisfaction close to highways: The impact of accessibility, nuisances and highway adjustment projects. » *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 59: 106-121.
- Harner, John, Kee Warner, John Pierce et Tom Huber. 2002. « Urban environmental justice indices. » *The Professional Geographer* 54 (3): 318-331.
- Havard, Sabrina, Séverine Deguen, Denis Zmirou-Navier, Charles Schillinger et Denis Bard. 2009. « Traffic-related air pollution and socioeconomic status: a spatial autocorrelation study to assess environmental equity on a small-area scale. » *Epidemiology* 20 (2): 223-230.
- Havard, Sabrina, Brian J Reich, Kathy Bean et Basile Chaix. 2011. « Social inequalities in residential exposure to road traffic noise: an environmental justice analysis based on the RECORD Cohort Study. » *Occupational and environmental medicine* 68 (5): 366-374.
- Heinrich, Joachim, Bernd Hoelscher et H Erich Wichmann. 2000. « Decline of ambient air pollution and respiratory symptoms in children. » *American journal of respiratory and critical care medicine* 161 (6): 1930-1936.
- Hoek, Gerard, Rob Beelen, Kees de Hoogh, Danielle Vienneau, John Gulliver, Paul Fischer et David Briggs. 2008. « A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. » *Atmospheric Environment* 42 (33): 7561-7578.

- Hoek, Gerard, Bert Brunekreef, Sandra Goldbohm, Paul Fischer et Piet A van den Brandt. 2002. « Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. » *The lancet* 360 (9341): 1203-1209.
- Hoffmann, Barbara, Bitu Kolahgar, Knut Rauchfuss, Georg Eberwein, Isabelle Franzen-Reuter, Martin Kraft, Michael Wilhelm, Ulrich Ranft et Karl-Heinz Jöckel. 2009. « Childhood social position and associations between environmental exposures and health outcomes. » *International journal of hygiene and environmental health* 212 (2): 146-156.
- Hokanson, Barry, Martin Minkoff, Steve Nichols et Susan Cowart. 1981. *Measures of noise damage costs attributable to motor vehicle travel.*
- Holifield, Ryan. 2001. « Defining environmental justice and environmental racism. » *Urban Geography* 22 (1): 78-90.
- Hood, Ernie. 2005. « Dwelling disparities: how poor housing leads to poor health. » *Environmental Health Perspectives* 113 (5): A310.
- Hoogerwerf, A., dir. 1995. *Politics as a balancing act - dilemmas regarding state and market.* Alphen aan de Rijn: Samsom HF Tjeenk Willink.
- Hornberg, Claudia et Andrea Pauli. 2007. « Child poverty and environmental justice. » *International journal of hygiene and environmental health* 210 (5): 571-580.
- Houston, Douglas, Paul Ong, Jun Wu et Arthur Winer. 2006. « Proximity of licensed child care facilities to near-roadway vehicle pollution. » *American journal of public health* 96 (9): 1611-1617.
- Houston, Douglas, Jun Wu, Paul Ong et Arthur Winer. 2004. « Structural disparities of urban traffic in southern California: Implications for vehicle-related air pollution exposure in minority and high-poverty neighborhoods. » *Journal of Urban Affairs* 26 (5): 565-592.
- Howley, Peter, Mark Scott et Declan Redmond. 2009. « Sustainability versus liveability: an investigation of neighbourhood satisfaction. » *Journal of environmental planning and management* 52 (6): 847-864.
- Hunt, John Douglas. 2001. « Stated preference analysis of sensitivities to elements of transportation and urban form. » *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* 1780 (1): 76-86.
- Hur, Misun et Hazel Morrow-Jones. 2008. « Factors that influence residents' satisfaction with neighborhoods. » *Environment and Behavior.*

- Hwang, Bing-Fang, Yung-Ling Lee, Ying-Chu Lin, Jouni JK Jaakkola et YL Guo. 2005. « Traffic related air pollution as a determinant of asthma among Taiwanese school children. » *Thorax* 60 (6): 467-473.
- Ising, H et B Kruppa. 2004. « Health effects caused by noise: evidence in the literature from the past 25 years. » *Noise and Health* 6 (22): 5.
- Jacobson, Jerry O, Nicolas W Hengartner et Thomas A Louis. 2004. « Inequity measures for evaluations of environmental justice: a case study of close proximity to highways in NYC. ».
- Jakovljevic, Branko, Katarina Paunovic et Goran Belojevic. 2009. « Road-traffic noise and factors influencing noise annoyance in an urban population. » *Environment international* 35 (3): 552-556.
- Janssen, Nicole AH, Bert Brunekreef, Patricia van Vliet, Francee Aarts, Kees Meliefste, Hendrik Harssema et Paul Fischer. 2003. « The relationship between air pollution from heavy traffic and allergic sensitization, bronchial hyperresponsiveness, and respiratory symptoms in Dutch schoolchildren. » *Environmental health perspectives* 111 (12): 1512.
- Jerrett, Michael, Altaf Arain, Pavlos Kanaroglou, Bernardo Beckerman, Dimitri Potoglou, Talar Sahsuvaroglu, Jason Morrison et Chris Giovis. 2004. « A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models. » *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 15 (2): 185-204.
- Jerrett, Michael, MA Arain, P Kanaroglou, B Beckerman, D Crouse, NL Gilbert, JR Brook, N Finkelstein et MM Finkelstein. 2007. « Modeling the intraurban variability of ambient traffic pollution in Toronto, Canada. » *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 70 (3-4): 200-212.
- Jerrett, Michael, Richard T Burnett, Pavlos Kanaroglou, John Eyles, Norm Finkelstein, Chris Giovis et Jeffrey R Brook. 2001. « A GIS-environmental justice analysis of particulate air pollution in Hamilton, Canada. » *Environment and Planning A* 33 (6): 955-974.
- Jerrett, Michael et Murray Finkelstein. 2005. « Geographies of risk in studies linking chronic air pollution exposure to health outcomes. » *Journal of toxicology and environmental health, Part A* 68 (13-14): 1207-1242.
- Jerrett, Michael, Ketan Shankardass, Kiros Berhane, W James Gauderman, Nino Künzli, Edward Avol, Frank Gilliland, Fred Lurmann, Jassy N Molitor et John T Molitor. 2008. « Traffic-related air pollution and asthma onset in children: a prospective cohort study with individual exposure measurement. » *Environ Health Perspect* 116 (10): 1433-1438.
- Kan, Haidong, Gerardo Heiss, Kathryn M Rose, Eric A Whitsel, Fred Lurmann et Stephanie J London. 2008. « Prospective analysis of traffic exposure as a risk factor for incident

- coronary heart disease: the Atherosclerosis Risk in Communities (ARIC) study. » *Environ Health Perspect* 116 (11): 1463-1468.
- Kanaroglou, Pavlos S, Michael Jerrett, Jason Morrison, Bernardo Beckerman, M Altaf Arain, Nicolas L Gilbert et Jeffrey R Brook. 2005. « Establishing an air pollution monitoring network for intra-urban population exposure assessment: A location-allocation approach. » *Atmospheric Environment* 39 (13): 2399-2409.
- Kelly, F., C. Dunster et I. Mudway. 2003. « Air pollution and the elderly: oxidant/antioxidant issues worth consideration. » *European Respiratory Journal* 21 (40): 70-75.
- Ketkar, Kusum. 1992. « Hazardous waste sites and property values in the state of New Jersey. » *Applied Economics* 24 (6): 647-659.
- Kiel, Katherine A. 1995. « Measuring the impact of the discovery and cleaning of identified hazardous waste sites on house values. » *Land Economics*: 428-435.
- Kiel, Katherine A et Katherine T McClain. 1995. « House prices during siting decision stages: the case of an incinerator from rumor through operation. » *Journal of Environmental Economics and Management* 28 (2): 241-255.
- Kim, J.J. 2004. « Ambient air pollution: health hazards to children. » *Pediatrics* 114 (6): 1699-1707.
- Kim, J.J. , K. Huen, S. Adams et et al. 2008. « Residential traffic and children's respiratory health. » *Environmental Health Perspectives* 116 (9): 1274-1279.
- Kim, Jae Hong, Francesca Pagliara et John Preston. 2005. « The intention to move and residential location choice behaviour. » *Urban Studies* 42 (9): 1621-1636.
- Kim, Kwang Sik, Sung Joong Park et Young-Jun Kweon. 2007. « Highway traffic noise effects on land price in an urban area. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 12 (4): 275-280.
- King, Eoin A, Enda Murphy et Henry J Rice. 2011. « Implementation of the EU environmental noise directive: lessons from the first phase of strategic noise mapping and action planning in Ireland. » *Journal of environmental management* 92 (3): 756-764.
- Kingham, Simon et William Dorset. 2011. « Assessment of exposure approaches in air pollution and health research in Australia and New Zealand. » *Air quality and climate change* 45 (2): 28-38.
- Kingham, Simon, Jamie Pearce et Peyman Zawar-Reza. 2007. « Driven to injustice? Environmental justice and vehicle pollution in Christchurch, New Zealand. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 12 (4): 254-263.

- Kohlhuber, Martina, Andreas Mielck, Stephan K Weiland et Gabriele Bolte. 2006. « Social inequality in perceived environmental exposures in relation to housing conditions in Germany. » *Environmental research* 101 (2): 246-255.
- Kruize, Hanneke, Peter PJ Driessen, Pieter Glasbergen et Klaas ND van Egmond. 2007. « Environmental equity and the role of public policy: experiences in the Rijnmond region. » *Environmental management* 40 (4): 578-595.
- Laden, Francine, Joel Schwartz, Frank E Speizer et Douglas W Dockery. 2006. « Reduction in fine particulate air pollution and mortality: extended follow-up of the Harvard Six Cities study. » *American journal of respiratory and critical care medicine* 173 (6): 667-672.
- Lam, Kin-che et Pak-Kin Chan. 2006. « Socio-economic status and inequalities in exposure to transportation noise in Hong Kong. » *Transportation*: 107-113.
- Lamancusa, J.S. 2009. Outdoor sound propagation. Stanford University.
- Lamure, C. 1986. « Road traffic noise: generation, propagation and control. », sous la dir. de A. Lara Saenz and R.W.B Stephens, 46. John Wiley & Sons Ltd.
- Landrigan, Philip J, Carole A Kimmel, Adolfo Correa et Brenda Eskenazi. 2004. « Children's health and the environment: public health issues and challenges for risk assessment. » *Environmental health perspectives* 112 (2): 257.
- Landrigan, Philip J, Virginia A Rauh et Maida P Galvez. 2010. « Environmental justice and the health of children. » *Mount Sinai Journal of Medicine: A Journal of Translational and Personalized Medicine* 77 (2): 178-187.
- Landry, Shawn M et Jayajit Chakraborty. 2009. « Street trees and equity: evaluating the spatial distribution of an urban amenity. » *Environment and planning. A* 41 (11): 2651.
- Ledoyen, A. 1992. Montréal au pluriel. Huit communautés ethnoculturelles de la région montréalaise. In *Institut québécois de recherche sur la culture*
Montréal.
- Lee, Charles. 1992. *Toxic waste and race in the United States* Boulder, Colorado.
- Legault, Guy R. 2002. *La ville qu'on a bâtie*.
- Levensetein, C. et J. Wooding. 1998. « Dying for a living- workers, production and the environment » In *The struggle for ecological democracy : environmental justice movements in United States* sous la dir. de D. Faber, 60-81. New York.

- Lewis, Tom. 2013. *Divided highways: Building the interstate highways, transforming American life*. Cornell University Press.
- Lin, Shao, Jean Pierre Munsie, Syni-An Hwang, Edward Fitzgerald et Michael R Cayo. 2002. « Childhood asthma hospitalization and residential exposure to state route traffic. » *Environmental research* 88 (2): 73-81.
- Lipfert, FW, RE Wyzga, JD Baty et JP Miller. 2006. « Traffic density as a surrogate measure of environmental exposures in studies of air pollution health effects: Long-term mortality in a cohort of US veterans. » *Atmospheric Environment* 40 (1): 154-169.
- Liu, Feng. 2001. « Equity analysis of transportation systems, projects, plans, and policies. » In *Environmental Justice Analysis: Theories, Methods, and Practice*, sous la dir. de Lewis Publishers. New York.
- Lopez, A.D. et et al. 2006. *Global burden of disease and risk factors*. Washington, DC & New York.
- Lovejoy, Kristin, Susan Handy et Patricia Mokhtarian. 2010. « Neighborhood satisfaction in suburban versus traditional environments: An evaluation of contributing characteristics in eight California neighborhoods. » *Landscape and Urban Planning* 97 (1): 37-48.
- Lucas, Karen. 2006. « Providing transport for social inclusion within a framework for environmental justice in the UK. » *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 40 (10): 801-809.
- Maantay, Juliana. 2001. « Zoning, equity, and public health. » *American Journal of Public Health* 91 (7): 1033.
- Maantay, Juliana, Jayajit Chakraborty et Jean Brender. 2010. « Proximity to environmental hazards: environmental justice and adverse health outcomes. » *US Environmental Protection Agency, trans. Washington, DC: Strengthening Environmental Justice and Decision Making*.
- Macintyre, Sally, Laura Macdonald et Anne Ellaway. 2008. « Do poorer people have poorer access to local resources and facilities? The distribution of local resources by area deprivation in Glasgow, Scotland. » *Social Science & Medicine* 67 (6): 900-914.
- Manaugh, Kevin et Ahmed El-Geneidy. 2011. « Validating walkability indices: How do different households respond to the walkability of their neighborhood? » *Transportation research part D: transport and environment* 16 (4): 309-315.
- Maroko, Andrew R, Juliana A Maantay, Nancy L Sohler, Kristen L Grady et Peter S Arno. 2009. « The complexities of measuring access to parks and physical activity sites in New York City: a quantitative and qualitative approach. » *International journal of health geographics* 8 (1): 1-23.

- Marsan, Jean Claude. 1994. *Montréal en évolution: historique du développement de l'architecture et de l'environnement montréalais*. Montreal: Éditions du Méridien.
- Martens, Karel. 2006. « Basing transport planning on principles of social justice. » *Berkeley Planning Journal* 19 (1).
- Maschke, C, J Harder, H Ising, K Hecht et W Thierfelder. 2002. « Stress hormone changes in persons exposed to simulated night noise. » *Noise and Health* 5 (17): 35.
- McConnell, Rob, Kiros Berhane, Ling Yao, Michael Jerrett, Fred Lurmann, Frank Gilliland, Nino Künzli, Jim Gauderman, ED Avol et Duncan Thomas. 2006. « Traffic, susceptibility, and childhood asthma. » *Environmental health perspectives*: 766-772.
- Méline, Julie, Andraea Van Hulst, Frédérique Thomas, Noëlla Karusisi et Basile Chaix. 2013. « Transportation noise and annoyance related to road traffic in the French RECORD study. » *International journal of health geographics* 12 (1): 44.
- Mennis, Jeremy. 2005. « The distribution and enforcement of air polluting facilities in New Jersey. » *Professional Geographer* 57 (3): 411-422.
- Michaud, David S, Stephen E Keith et Dale McMurchy. 2008. « Annoyance and disturbance of daily activities from road traffic noise in Canada. » *The Journal of the Acoustical Society of America* 123 (2): 784-792.
- Miedema, Henk ME et Henk Vos. 1998. « Exposure-response relationships for transportation noise. » *The Journal of the Acoustical Society of America* 104 (6): 3432-3445.
- Migliaretti, Giuseppe, Ennio Cadum, Enrica Migliore et Franco Cavallo. 2005. « Traffic air pollution and hospital admission for asthma: a case-control approach in a Turin (Italy) population. » *International archives of occupational and environmental health* 78 (2): 164-169.
- Miller, Kristin A, David S Siscovick, Lianne Sheppard, Kristen Shepherd, Jeffrey H Sullivan, Garnet L Anderson et Joel D Kaufman. 2007. « Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women. » *New England Journal of Medicine* 356 (5): 447-458.
- Mitchell, Gordon. 2005. « Forecasting environmental equity: Air quality responses to road user charging in Leeds, UK. » *Journal of Environmental Management* 77 (3): 212-226.
- Mitchell, Gordon et Danny Dorling. 2003. « An environmental justice analysis of British air quality. » *Environment and planning A* 35 (5): 909-929.

- Mohai, Paul et Bunyan Bryant. 1992. *Race and the incidence of environmental hazards : a time for discourse*. Boulder, Colorado.
- Molin, Eric et HJP Timmermans. 2003. Accessibility considerations in residential choice decisions: accumulated evidence from the Benelux. In *Präsentiert auf dem „82nd Annual Meeting of the Transportation Research Board “(TRB), Washington, DC*.
- Morawska, Lidia, Stephen Thomas, Dale Gilbert, Chris Greenaway et Esther Rijnders. 1999. « A study of the horizontal and vertical profile of submicrometer particles in relation to a busy road. » *Atmospheric Environment* 33 (8): 1261-1274.
- Morello-Frosch, Rachel, Manuel Pastor et James Sadd. 2001. « Environmental Justice and Southern California's "Riskscape" The Distribution of Air Toxics Exposures and Health Risks among Diverse Communities. » *Urban Affairs Review* 36 (4): 551-578.
- Morency, Patrick, Lise Gauvin, Céline Plante, Michel Fournier et Catherine Morency. 2012. « Neighborhood social inequalities in road traffic injuries: the influence of traffic volume and road design. » *American journal of public health* 102 (6): 1112-1119.
- Moretti, G., G. Vachon et C. Despres. 2004. Les immeubles locatifs de type walk-up de la première couronne de banlieue de Québec. sous la dir. de Ville de Québec Service de l'Aménagement du territoire.
- Moudon, Anne Vernez. 2009. « Real noise from the urban environment: how ambient community noise affects health and what can be done about it. » *American journal of preventive medicine* 37 (2): 167-171.
- MTQ. 2011. Résumé technique des modèles d'émissions des polluants et des GES, et de consommation des carburants pour les modèles de transport urbain.
- Murphy, Enda et Eoin A King. 2010. « Strategic environmental noise mapping: Methodological issues concerning the implementation of the EU Environmental Noise Directive and their policy implications. » *Environment international* 36 (3): 290-298.
- Næss, Øyvind, Per Nafstad, Geir Aamodt, Bjørgulf Claussen et Pål Rosland. 2007. « Relation between concentration of air pollution and cause-specific mortality: four-year exposures to nitrogen dioxide and particulate matter pollutants in 470 neighborhoods in Oslo, Norway. » *American Journal of Epidemiology* 165 (4): 435-443.
- Namdeo, Anil et Claire Stringer. 2008. « Investigating the relationship between air pollution, health and social deprivation in Leeds, UK. » *Environment international* 34 (5): 585-591.
- Nega, Tsegaye Habte, Laura Chihara, Kimberly Smith et Mallika Jayaraman. 2013. « Traffic Noise and Inequality in the Twin Cities, Minnesota. » *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 19 (3): 601-619.

- Nicolai, T, D Carr, SK Weiland, H Duhme, O Von Ehrenstein, C Wagner et E Von Mutius. 2003. « Urban traffic and pollutant exposure related to respiratory outcomes and atopy in a large sample of children. » *European respiratory journal* 21 (6): 956-963.
- Northridge, Mary E, Elliot D Sclar et Padmini Biswas. 2003. « Sorting out the connections between the built environment and health: a conceptual framework for navigating pathways and planning healthy cities. » *Journal of Urban Health* 80 (4): 556-568.
- O'Neill, Marie S, Michael Jerrett, Ichiro Kawachi, Jonathan I Levy, Aaron J Cohen, Nelson Gouveia, Paul Wilkinson, Tony Fletcher, Luis Cifuentes et Joel Schwartz. 2003. « Health, wealth, and air pollution: advancing theory and methods. » *Environmental health perspectives* 111 (16): 1861.
- Observatoire Grand Montréal. 2011. Communauté métropolitaine de Montréal. <http://cmm.gc.ca/donnees-et-territoire/observatoire-grand-montreal/>.
- Öhrström, E, A Skånberg, H Svensson et A Gidlöf-Gunnarsson. 2006. « Effects of road traffic noise and the benefit of access to quietness. » *Journal of Sound and Vibration* 295 (1): 40-59.
- Öhrström, Evy et Annbritt Skånberg. 2004. « Sleep disturbances from road traffic and ventilation noise—laboratory and field experiments. » *Journal of Sound and Vibration* 271 (1): 279-296.
- OMS. 2007. *Global Age-friendly Cities: A guide*.
- . 2010. *Environment and health risks: a review of the influence and effects of social inequalities*.
- . 2011. *Burden of disease from environmental noise- Quantification of healthy life years lost in Europe*. Bonn, Allemagne
- Pabayo, Roman, Katerina Maximova, John C Spence, Kerry Vander Ploeg, Biao Wu et Paul J Veugelers. 2012. « The importance of active transportation to and from school for daily physical activity among children. » *Preventive medicine* 55 (3): 196-200.
- Passchier-Vermeer, Willy et Wim F Passchier. 2000. « Noise exposure and public health. » *Environmental health perspectives* 108 (Suppl 1): 123.
- Pastor, Manuel, Jim Sadd et John Hipp. 2001. « Which Came First? Toxic Facilities, Minority Move-in, and Environmental Justice. » *Journal of Urban Affairs* 23 (1): 1-21.
- Pearce, Jamie et Simon Kingham. 2007. « Environmental inequalities in New Zealand: a national study of air pollution and environmental justice. » *Geoforum* 39: 980-993.

- Pearce, Jamie, Elizabeth A Richardson, Richard J Mitchell et Niamh K Shortt. 2010. « Environmental justice and health: the implications of the socio-spatial distribution of multiple environmental deprivation for health inequalities in the United Kingdom. » *Transactions of the Institute of British Geographers* 35 (4): 522-539.
- Pellow, David N, Adam Weinberg et Allan Schnaiberg. 2001. « The environmental justice movement: Equitable allocation of the costs and benefits of environmental management outcomes. » *Social Justice Research* 14 (4): 423-439.
- Perlin, Susan A, David Wong et Ken Sexton. 2001. « Residential proximity to industrial sources of air pollution: interrelationships among race, poverty, and age. » *Journal of the Air & Waste Management Association* 51 (3): 406-421.
- Peters, A. , E. Liu, R L. Verrier, J. Schwartz, D R. Gold, M. Mittleman, J. Baliff, J A. Oh, G. Allen, K. Monahan et DW. Dockery. 2000. « Air pollution and incidence of cardiac arrhythmia. » *Epidemiology* 11 (11-17).
- Pham, Thi-Thanh-Hien, Philippe Apparicio, Shawn Landry, Anne-Marie Séguin et Martin Gagnon. 2013. « Predictors of the distribution of street and backyard vegetation in Montreal, Canada. » *Urban Forestry & Urban Greening* 12 (1): 18-27.
- Pham, Thi-Thanh-Hien, Philippe Apparicio, Anne-Marie Séguin, Shawn Landry et Martin Gagnon. 2012. « Spatial distribution of vegetation in Montreal: An uneven distribution or environmental inequity? » *Landscape and Urban Planning* 107 (3): 214-224.
- Philipps, D., O-L. Siu, A. Yeh et K. Cheng. 2005. « Ageing and the urban environment. » In *Ageing and Place: Perspectives, policy, practice*, sous la dir. de Routledge, 147-163.
- Poortinga, Wouter, Frank D Dunstan et David L Fone. 2008. « Neighbourhood deprivation and self-rated health: the role of perceptions of the neighbourhood and of housing problems. » *Health & place* 14 (3): 562-575.
- Power, Melinda C, Marc G Weisskopf, Stacey E Alexeeff, Brent A Coull, Avron Spin III et Joel Schwartz. 2011. « Traffic-related air pollution and cognitive function in a cohort of older men. » *Environmental health perspectives* 119 (5): 682.
- Pulido, Laura. 1995. « A critical review of the methodology of environmental racism research. » *Antipode* 28 (2): 142-159.
- Rehdanz, Katrin et David Maddison. 2008. « Local environmental quality and life-satisfaction in Germany. » *Ecological Economics* 64 (4): 787-797.
- Richardson, Elizabeth A, Jamie Pearce et Simon Kingham. 2011. « Is particulate air pollution associated with health and health inequalities in New Zealand? » *Health & place* 17 (5): 1137-1143.

- Ringquist, Evan J. 1997. « Equity and the distribution of environmental risk: the case of TRI facilities: research on the environment. » *Social science quarterly* 78 (4): 811-829.
- Rioux, Christine L, David M Gute, Doug Brugge, Scott Peterson et Barbara Parmenter. 2010. « Characterizing urban traffic exposures using transportation planning tools: an illustrated methodology for health researchers. » *Journal of urban health* 87 (2): 167-188.
- Rosen, Sherwin. 1974. « Hedonic prices and implicit markets: product differentiation in pure competition. » *The journal of political economy*: 34-55.
- Rotko, TUULIA, Kimmo Koistinen, OTTO HAENNINEN et MATTI Jantunen. 1999. « Sociodemographic descriptors of personal exposure to fine particles (PM_{2.5}) in EXPOLIS Helsinki. » *Journal of exposure analysis and environmental epidemiology* 10 (4): 385-393.
- Rouwendal, Jan et Erik Meijer. 2001. « Preferences for housing, jobs, and commuting: a mixed logit analysis. » *Journal of regional science* 41 (3): 475-505.
- Ryan, Patrick H et Grace K LeMasters. 2007. « A review of land-use regression models for characterizing intraurban air pollution exposure. » *Inhalation toxicology* 19 (S1): 127-133.
- Ryan, Patrick H, Grace K LeMasters, Pratim Biswas, Linda Levin, Shaohua Hu, Mark Lindsey, David I Bernstein, James Lockey, Manuel Villareal et Gurjit K Khurana Hershey. 2007. « A comparison of proximity and land use regression traffic exposure models and wheezing in infants. » *Environmental health perspectives*: 278-284.
- Sabbah, W, RG Watt, A Sheiham et G Tsakos. 2008. « Effects of allostatic load on the social gradient in ischaemic heart disease and periodontal disease: evidence from the Third National Health and Nutrition Examination Survey. » *Journal of Epidemiology and Community health* 62 (5): 415-420.
- Sahsuvaroglu, Talar, Altaf Arain, Pavlos Kanaroglou, Norm Finkelstein, Bruce Newbold, Michael Jerrett, Bernardo Beckerman, Jeffrey Brook, Murray Finkelstein et Nicolas L Gilbert. 2006. « A land use regression model for predicting ambient concentrations of nitrogen dioxide in Hamilton, Ontario, Canada. » *Journal of the Air & Waste Management Association* 56 (8): 1059-1069.
- Salam, Muhammad T, Talat Islam et Frank D Gilliland. 2008. « Recent evidence for adverse effects of residential proximity to traffic sources on asthma. » *Current opinion in pulmonary medicine* 14 (1): 3-8.
- Schikowski, Tamara, Dorothee Sugiri, Verena Reimann, Beate Pesch, Ulrich Ranft et Ursula Krämer. 2008. « Contribution of smoking and air pollution exposure in urban areas to social differences in respiratory health. » *BMC public health* 8 (1): 179.

- Schlosberg, David. 2004. « Reconceiving environmental justice: global movements and political theories. » *Environmental politics* 13 (3): 517-540.
- . 2007. « Defining environmental justice: theories, movements, and nature. ».
- Schwartz, Joel, A Litonjua, Hyun Suh, M Verrier, A Zanobetti, M Syring, B Nearing, R Verrier, P Stone et G MacCallum. 2005. « Traffic related pollution and heart rate variability in a panel of elderly subjects. » *Thorax* 60 (6): 455-461.
- Schweitzer, Lisa et Max Stephenson. 2007. « Right answers, wrong questions: environmental justice as urban research. » *Urban Studies* 44 (2): 319-337.
- Schweitzer, Lisa et Abel Valenzuela. 2004. « Environmental injustice and transportation: the claims and the evidence. » *Journal of Planning Literature* 18 (4): 383-398.
- Séguin, Anne-Marie, Philippe Apparicio et Paula Negron. 2013. « La répartition de la population âgée dans huit métropoles canadiennes de 1981 à 2006: un groupe de moins en moins ségrégué. » *Cybergeo: European Journal of Geography*.
- Séguin, Anne-Marie, Philippe Apparicio et Mylène Riva. 2012. « Identifying, mapping and modelling trajectories of poverty at the neighbourhood level: The case of Montréal, 1986–2006. » *Applied Geography* 35 (1): 265-274.
- Séguin, Anne-Marie, Paula Negron et Philippe Apparicio. 2012. « Pauvreté et richesse à Montréal depuis l'après-guerre. Un paysage en mouvement. » In *Dans Histoire de Montréal*, sous la dir. de Presses de l'Université Laval, p.1143-1168.
- Sénécal, Gilles, J. Archambault et P. Hamel. 2000. « L'autoroute urbaine à Montréal : la cicatrice et sa réparation » In *Les espaces dégradés : contraintes et conquêtes*, sous la dir. de Presses de l'Université du Québec. Montréal.
- Seto, Edmund Yet Wah, Ashley Holt, Tom Rivard et Rajiv Bhatia. 2007. « International Journal of Health Geographics. » *International journal of health geographics* 6: 24.
- Setton, Eleanor, Julian D Marshall, Michael Brauer, Kathryn R Lundquist, Perry Hystad, Peter Keller et Denise Cloutier-Fisher. 2011. « The impact of daily mobility on exposure to traffic-related air pollution and health effect estimates. » *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 21 (1): 42-48.
- Sheppard, Eric, Helga Leitner, Robert B McMaster et Hongguo Tian. 1999. « GIS-based measures of environmental equity: exploring their sensitivity and significance. » *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9 (1): 18-28.
- Sister, C., J. Wolch et J. Wilson. 2010. « Got green? addressing environmental justice in park provision. » *GeoJournal* 75 (3): 229-248.

<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-77952541665&partnerID=40&md5=69ff9d981e42d9580550ddd2fb8feac1>.

- Smargiassi, Audrey, Khalid Berrada, Isabel Fortier et Tom Kosatsky. 2006. « Traffic intensity, dwelling value, and hospital admissions for respiratory disease among the elderly in Montreal (Canada): a case-control analysis. » *Journal of epidemiology and community health* 60 (6): 507-512.
- Smith, V Kerry et Ju-Chin Huang. 1995. « Can markets value air quality? A meta-analysis of hedonic property value models. » *Journal of political economy*. 209-227.
- Smolen, Gerald E, Gary Moore et Lawrence V Conway. 1992. « Economic effects of hazardous chemical and proposed radioactive waste landfills on surrounding real estate values. » *Journal of Real Estate Research* 7 (3): 283-295.
- Smoyer-Tomic, Karen E, John C Spence et Carl Amrhein. 2006. « Food deserts in the prairies? Supermarket accessibility and neighborhood need in Edmonton, Canada*. » *The Professional Geographer* 58 (3): 307-326.
- Smoyer-Tomic, Karen E, Jared N Hewko et M John Hodgson. 2004. « Spatial accessibility and equity of playgrounds in Edmonton, Canada. » *The Canadian Geographer/Le Géographe Canadien* 48 (3): 287-302.
- Söderlund, Göran, Sverker Sikström et Andrew Smart. 2007. « Listen to the noise: Noise is beneficial for cognitive performance in ADHD. » *Journal of Child Psychology and Psychiatry* 48 (8): 840-847.
- Song, Yan, Gilbert C Gee, Yingling Fan et David T Takeuchi. 2007. « Do physical neighborhood characteristics matter in predicting traffic stress and health outcomes? » *Transportation Research Part F: Traffic Psychology and Behaviour* 10 (2): 164-176.
- Sorensen, Mette, Zorana J Andersen, Rikke B Nordsborg, Thomas Becker, Anne Tjonneland, Kim Overvad et Ole Raaschou-Nielsen. 2012. « Long-term exposure to road traffic noise and incident diabetes: a cohort study. » *Environmental health perspectives* 121 (2): 217-222.
- Spreng, M. 2000. « Central nervous system activation by noise. » *Noise and health* 2 (7): 49.
- Statistique Canada. 2006. Recensement de la population 2006.
- Stephens, C., S. Bullock et A. Scott, dir. 2001. *Environmental justice : rights and mean to a healthy environment for all*. Brighton: University of Sussez.

- Su, Jason G, Timothy Larson, Timothy Gould, Martin Cohen et Michael Buzzelli. 2010. « Transboundary air pollution and environmental justice: Vancouver and Seattle compared. » *GeoJournal* 75 (6): 595-608.
- Szasz, Andrew et Michael Meuser. 1997. « Environmental inequalities: Literature review and proposals for new directions in research and theory. » *Current sociology* 45 (3): 99-120.
- Talen, Emily. 1998. « Visualizing fairness: Equity maps for planners. » *Journal of the American Planning Association* 64 (1): 22-38.
- Tamburlini, G. 2002. Children's special vulnerability to environmental health hazards: an overview. sous la dir. de European Environment Agency and the WHO Regional Office for Europe. Copenhagen. <http://www.euro.who.int/document/e75518.pdf>.
- Taylor, Dorceta E. 2000. « The rise of the environmental justice paradigm injustice framing and the social construction of environmental discourses. » *American behavioral scientist* 43 (4): 508-580.
- Tétreault, Louis-François, Stéphane Perron et Audrey Smargiassi. 2013. « Cardiovascular health, traffic-related air pollution and noise: are associations mutually confounded? A systematic review. » *International journal of public health* 58 (5): 649-666.
- Thayer, Mark, Heidi Albers et Morteza Rahmatian. 1992. « The benefits of reducing exposure to waste disposal sites: a hedonic housing value approach. » *Journal of Real Estate Research* 7 (3): 265-282.
- Theebe, Marcel AJ. 2004. « Planes, trains, and automobiles: the impact of traffic noise on house prices. » *The Journal of Real Estate Finance and Economics* 28 (2-3): 209-234.
- Thomopoulos, N, S Grant-Muller et MR Tight. 2009. « Incorporating equity considerations in transport infrastructure evaluation: Current practice and a proposed methodology. » *Evaluation and program planning* 32 (4): 351-359.
- Tillema, Taede, Bert van Wee et Dick Ettema. 2010. « The influence of (toll-related) travel costs in residential location decisions of households: A stated choice approach. » *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 44 (10): 785-796.
- Tonne, Cathryn, Steve Melly, Murray Mittleman, Brent Coull, Robert Goldberg et Joel Schwartz. 2007. « A case-control analysis of exposure to traffic and acute myocardial infarction. » *Environmental health perspectives*: 53-57.
- UCC. 1987. *Toxic wastes and race in the United States. A national report on the racial and socio-economic characteristics with hazardous waste sites*. New York.

- Van den Berg, M. et al. 2003. *Position paper on dose–effect relationships for night time noise. Brussels, European Commission Working Group on Health and Socio-Economic Aspects.* Bruxelles: Commission Européenne.
- Van Den Hazel, P. et M. Zuurbier. 2005. *PINCHE project: final report WP1, exposure assessment.* Arnhem: Public Health Services Gelderland Midden. http://www.pinche.hvdgm.nl/Pinche_website/resource/pdf/documents/final/PINCHE_WP1_final_181105.pdf.
- Van Hee, Victor C, Sara D Adar, Adam A Szpiro, R Graham Barr, David A Bluemke, Ana V Diez Roux, Edward A Gill, Lianne Sheppard et Joel D Kaufman. 2009. « Exposure to traffic and left ventricular mass and function: the Multi-Ethnic Study of Atherosclerosis. » *American journal of respiratory and critical care medicine* 179 (9): 827-834.
- van Kempen, EE. , H. Kruize et HC. Boshuizen. 2002. « The association between noise exposure and blood pressure and ischemic heart disease: a meta-analysis. » *Environ Health Perspect* 110: 307-317.
- Van Ommeren, Jos, Piet Rietveld et Peter Nijkamp. 1999. « Job moving, residential moving, and commuting: a search perspective. » *Journal of Urban Economics* 46 (2): 230-253.
- van Vliet, Patricia, Mirjam Knape, Jeroen de Hartog, Nicole Janssen, Hendrik Harssema et Bert Brunekreef. 1997. « Motor vehicle exhaust and chronic respiratory symptoms in children living near freeways. » *Environmental research* 74 (2): 122-132.
- Venn, Andrea, Sarah Lewis, Marie Cooper, Richard Hubbard, Ian Hill, Rachel Boddy, Margaret Bell et John Britton. 2000. « Local road traffic activity and the prevalence, severity, and persistence of wheeze in school children: combined cross sectional and longitudinal study. » *Occupational and environmental medicine* 57 (3): 152-158.
- Vineis, Paolo, Gerard Hoek, Michal Krzyzanowski, Federica Vigna-Taglianti, Fabrizio Veglia, Luisa Airoidi, Herman Autrup, Alison Dunning, Seymour Garte et Pierre Hainaut. 2006. « Air pollution and risk of lung cancer in a prospective study in Europe. » *International journal of cancer* 119 (1): 169-174.
- Walker, Gordon. 2009. « Beyond distribution and proximity: exploring the multiple spatialities of environmental justice. » *Antipode* 41 (4): 614-636.
- . 2010. « Environmental justice, impact assessment and the politics of knowledge: The implications of assessing the social distribution of environmental outcomes. » *Environmental impact assessment review* 30 (5): 312-318.
- , dir. 2011. *Environmental justice: concepts, evidence and politics.* New York.
- Walker, Gordon et Harriet Bulkeley. 2006. « Geographies of Environmental Justice. » *Geoforum* 37 (5): 655-659.

- Walker, Gordon, Gordon Mitchell, John Fairburn et Graham Smith. 2005. « Industrial pollution and social deprivation: evidence and complexity in evaluating and responding to environmental inequality. » *Local environment* 10 (4): 361-377.
- Wardman, Mark et Abigail L Bristow. 2004. « Traffic related noise and air quality valuations: evidence from stated preference residential choice models. » *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 9 (1): 1-27.
- Weisbrod, Glen, Steven R Lerman et Moshe Ben-Akiva. 1980. « Tradeoffs in residential location decisions: Transportation versus other factors. » *Transport Policy and Decision Making* 1 (1): 13-26.
- Wheeler, Amanda J, Marc Smith-Doiron, Xiaohong Xu, Nicolas L Gilbert et Jeffrey R Brook. 2008. « Intra-urban variability of air pollution in Windsor, Ontario—measurement and modeling for human exposure assessment. » *Environmental Research* 106 (1): 7-16.
- Wheeler, Benedict W et Yoav Ben-Shlomo. 2005. « Environmental equity, air quality, socioeconomic status, and respiratory health: a linkage analysis of routine data from the Health Survey for England. » *Journal of Epidemiology and Community Health* 59 (11): 948-954.
- Whitelegg, J. 1997. *Critical mass: Transportation environment, and society in the twenty-first century.*
- WHO. 2011. *Burden of disease from environmental noise- Quantification of healthy life years lost in Europe.* Bonn, Allemagne
- Wilhelmsson, Mats. 2000. « The impact of traffic noise on the values of single-family houses. » *Journal of environmental planning and management* 43 (6): 799-815.
- Williams, R. 1999. « Environmental injustice in America and its politics of scale. » *Political Geography* 18 (1): 49-73.
- Williams, Ron, Robert Brook, Robert Bard, Teri Conner, Hwashin Shin et Richard Burnett. 2012. « Impact of personal and ambient-level exposures to nitrogen dioxide and particulate matter on cardiovascular function. » *International journal of environmental health research* 22 (1): 71-91.
- Wolch, Jennifer, John P Wilson et Jed Fehrenbach. 2005. « Parks and park funding in Los Angeles: An equity-mapping analysis. » *Urban geography* 26 (1): 4-35.
- Won Kim, Chong, Tim T Phipps et Luc Anselin. 2003. « Measuring the benefits of air quality improvement: a spatial hedonic approach. » *Journal of environmental economics and management* 45 (1): 24-39.

- Wrigley, Neil. 2002. « 'Food deserts' in British cities: Policy context and research priorities. » *Urban studies* 39 (11): 2029-2040.
- Wu, Yi-Chen et Stuart A Batterman. 2006. « Proximity of schools in Detroit, Michigan to automobile and truck traffic. » *Journal of exposure science and environmental epidemiology* 16 (5): 457-470.
- Yorifuji, Takashi, Saori Kashima, Toshihide Tsuda, Kazuko Ishikawa-Takata, Toshiki Ohta, Ken-ichi Tsuruta et Hiroyuki Doi. 2013. « Long-term exposure to traffic-related air pollution and the risk of death from hemorrhagic stroke and lung cancer in Shizuoka, Japan. » *Science of the Total Environment* 443: 397-402.
- Young, Iris, dir. 1990. *Justice and the politics of difference*. Princeton: Princeton University Press.
- . 2001. « Activist challenges to deliberative democracy. » *Political theory* 29 (5): 670-690.
- Zhu, Yifang, William C Hinds, Seongheon Kim, Si Shen et Constantinos Sioutas. 2002. « Study of ultrafine particles near a major highway with heavy-duty diesel traffic. » *Atmospheric Environment* 36 (27): 4323-4335.
- Zhu, Yifang, William C Hinds, Seongheon Kim et Constantinos Sioutas. 2002. « Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway. » *Journal of the air & waste management association* 52 (9): 1032-1042.